

Uniwersytet Warszawski
Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW
Instytut Geografii Fizycznej
Zakład Geoekologii

ALINA GERLÉE

STRUKTURA I STABILNOŚĆ KORYTARZY EKOLOGICZNYCH W POLSCE

Praca doktorska napisana pod kierunkiem
dr hab. Katarzyny Ostaszewskiej, prof. UW

Warszawa, 2013

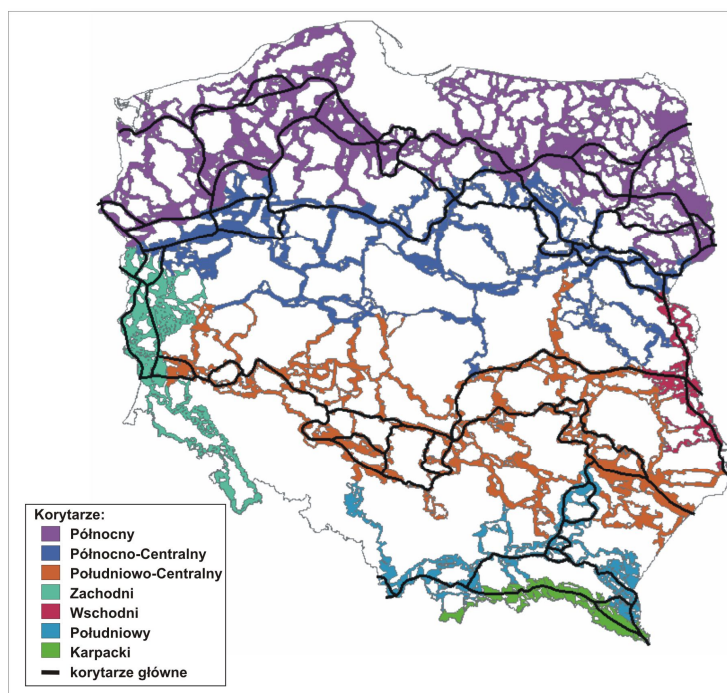
*Serdecznie dziękuję wszystkim osobom,
które przyczyniły się do powstania tej pracy, szczególnie
Profesor Katarzynie Ostaszewskiej
za cierpliwość, nieocenioną pomoc, zaangażowanie i życzliwość,
pracownikom Zakładu Geoekologii
za cenne wskazówki i przemiłą atmosferę w pracy
oraz Borysowi Jurgielowi za pomoc techniczną i wsparcie.*

Spis treści

1. Wstęp	7
2. Główne pojęcia pracy	12
2.1 Krajobraz	12
2.2 Korytarz ekologiczny	15
2.3 Struktura	22
2.4 Stabilność	26
3. Teren badań	32
4. Chorostruktura terytorialna (horyzontalna)	44
4.1. Metody i wskaźniki	44
4.2. Wyniki	52
4.3. Podsumowanie wyników	58
5. Chorostruktura pionowa (wertikalna)	61
5.1. Metody i wskaźniki	61
5.2. Wyniki	65
5.3. Podsumowanie wyników	74
6. Chronostruktura	76
6.1. Metody i wskaźniki	76
6.2. Wyniki	79
6.3. Podsumowanie wyników	83
7. Etostruktura	86
7.1. Metody i wskaźniki	86
7.2. Wyniki	92
7.3. Podsumowanie wyników	112
8. Stabilność	117
8.1. Metody i wskaźniki	117
8.2. Zastosowane metody	119
8.3. Wyniki	123
8.4. Podsumowanie wyników	131
9. Wnioski	135
Cytowana literatura	143
Spis rycin	152
Spis tabel	156
Załącznik 1. Wyniki analizy chorostruktury wertykalnej (pionowej) za pomocą wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) na obszarze sieci korytarzy ekologicznej i poza nią. Dane dla Polski	157
Załącznik 2. Wyniki analizy chorostruktury wertykalnej (pionowej) za pomocą wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) oraz miary przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) na obszarze sieci korytarzy ekologicznej i poza nią. Dane dla poszczególnych województw	159
Załącznik 3. Podsumowanie wyników analiz struktury za pomocą wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) oraz miary przestrzennego skupienia związku (W_{ij})	171
Załącznik 4. Udziały poszczególnych typów zmian pokrycia terenu. Dane dla poszczególnych województw, w obrębie sieci korytarzy ekologicznych i poza nią	178
Załącznik 5. Udziały powierzchni zmian negatywnych, neutralnych i pozytywnych w poszczególnych okresach na obszarze sieci korytarzy ekologicznych i poza nią	180
Załącznik 6. Udziały poszczególnych rodzajów zmian w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach oraz w Polsce i przypisane im klasy oceny	181

1. Wstęp

Niniejsza praca porusza problematykę struktury i stabilności krajobrazu w kontekście funkcji pełnionych przez korytarze ekologiczne. Zakres przestrzenny pracy ograniczono do obszaru Polski. Uwagę skupiono na obszarze sieci korytarzy ekologicznych, wyznaczonej na podstawie kryteriów związanych ze szlakami migracji oraz preferencjami siedliskowymi dużych ssaków (Ryc. 1). Przydatność pokrycia terenu do pełnienia funkcji migracyjnej została uwzględniona podczas analiz korytarzy ekologicznych metodami ekologii krajobrazu. Stosowane metody analiz przestrzennych oraz wskaźniki są uniwersalne, jednak sposób analizy danych uwzględnia potrzeby migracyjne i siedliskowe zwierząt. Otrzymane wyniki odnoszą się do struktury krajobrazu i stabilności w obrębie korytarzy ekologicznych.



Ryc. 1. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce (źródło: Jędrzejewski i in. 2005)

Na podjęcie zagadnień związanych ze specyfiką korytarzy ekologicznych miało wpływ wykształcenie autorki: biologiczne, w zakresie biologii środowiska, oraz geograficzne, ze specjalizacją z zakresu geoekologii. Ekologia krajobrazu pozwoliła szerzej spojrzeć na powiązania i procesy zachodzące w przyrodzie, a w szczególności na powiązania funkcji pełnionych przez korytarze ekologiczne ze strukturą środowiska przyrodniczego.

Podjętą w pracy tematykę wyrażają dwa główne pytania badawcze:

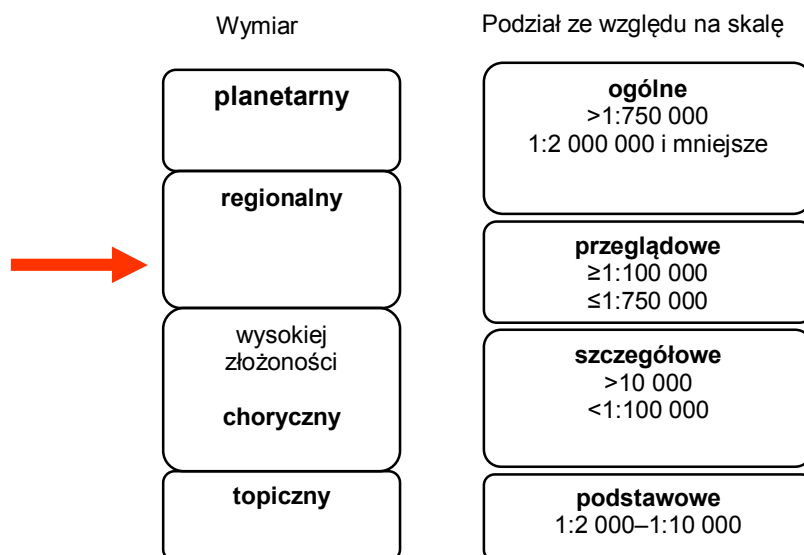
1. Jaka jest struktura korytarzy ekologicznych w Polsce w świetle pełnionej przez nie funkcji migracyjnej?
2. Jaka jest ich stabilność w świetle tej funkcji?

Na podstawie powyższych zagadnień sformułowano cele pracy. Przedstawiają się one następująco:

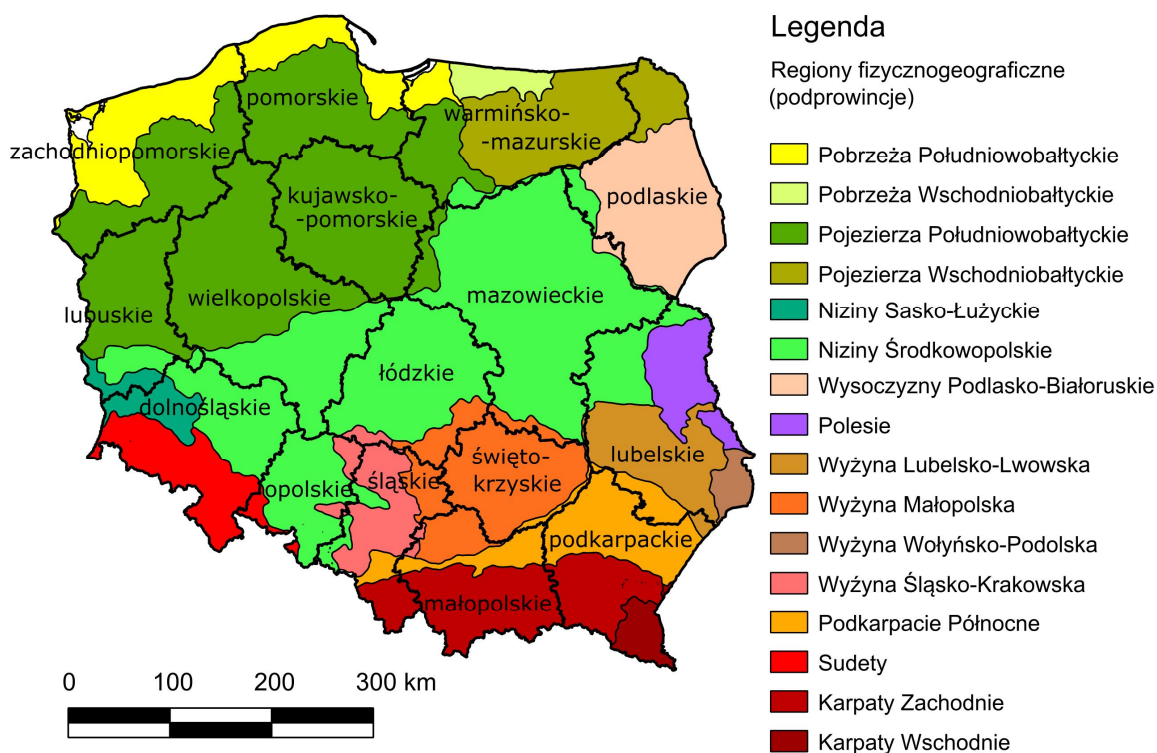
1. Cele poznawcze:
 - a. określenie zróżnicowania struktury korytarzy ekologicznych w Polsce,
 - b. określenie zróżnicowania stabilności korytarzy ekologicznych w Polsce.
2. Cele metodyczne:
 - a. opracowanie metody oceny stabilności korytarzy ekologicznych bazującej na danych z projektu CORINE Land Cover Change,
 - b. ocena przydatności wykorzystanych metod w badaniach struktury i stabilności korytarzy ekologicznych z uwzględnieniem pełnionej przez nie funkcji migracyjnej.
3. Cel praktyczny – ocena przydatności zastosowanych metod oraz wskaźników w planowaniu przestrzennym.

Analizy poszczególnych cech krajobrazu w obrębie korytarzy ekologicznych wykonano na poziomie regionalnym, odpowiadającym skalom map przeglądowych (Ryc. 2). Polem odniesienia dla wyników analiz było województwo. Wybór tej jednostki był związany z faktem, iż na tym poziomie planistycznym możliwa jest realizacja regionalnego podejścia do ochrony przyrody. Jednocześnie dokumenty planistyczne na szczeblu wojewódzkim umożliwiają wprowadzenie zapisów, które mogą bezpośrednio przełożyć się na właściwe gospodarowanie przestrzenią. Analizy struktury i stabilności w obrębie takich jednostek są więc istotne z punktu widzenia planowania i ochrony korytarzy ekologicznych. Ukazują także odmienny charakter sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach, co może stanowić podstawę do określenia priorytetów zarządzania w każdym z nich. Jednocześnie województwa można uznać za obszary, które obejmują określone, charakterystyczne dla nich regiony fizycznogeograficzne rangi podprovincji (Ryc. 3).

Analizy i wszelkie prace w środowisku GIS wykonywane były na oprogramowaniu open source, za pomocą programu Quantum GIS (2008–2011).

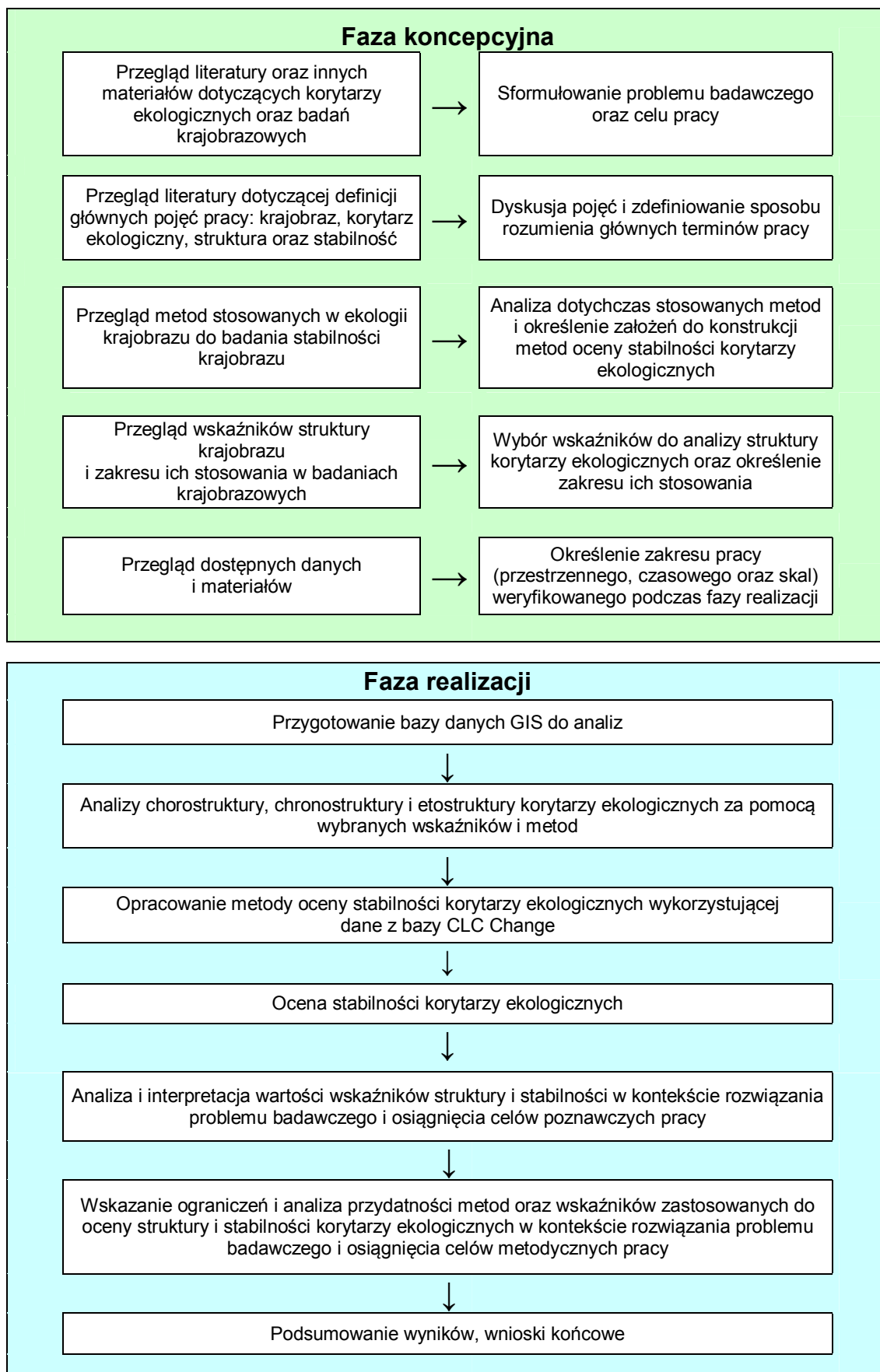


Ryc. 2. Zakresy badań krajobrazowych według Neefa, za Lewandowskim (1992). Czerwoną strzałką zaznaczono zakres wielkościowy, w którym wykonywane są analizy w niniejszej pracy



Ryc. 3. Województwa na tle regionów fizycznogeograficznych w randze podprovincji (źródło: na podstawie Kondracki 2002)

Niniejsza praca zrealizowana została zgodnie z indukcyjnym modelem prowadzenia badań naukowych. Schemat zastosowanego postępowania badawczego w podziale na fazę koncepcyjną i realizacji badań, wraz z efektami realizacji poszczególnych etapów, przedstawia Ryc. 4.



Ryc. 4. Schemat postępowania badawczego w niniejszej pracy (źródło: opracowanie własne)

Autorka wyraża nadzieję, że wyniki niniejszej pracy będą miały znaczenie praktyczne. Wnioski z analiz zróżnicowania przestrzennego struktury oraz stabilności korytarzy ekologicznych na obszarze Polski mogą bowiem okazać się pomocne w ustalaniu sposobów ich ochrony. Po modyfikacji określonych parametrów metodyka wypracowana w pracy może być stosowana do innych grup organizmów (mających odmienne wymagania siedliskowe), a także do korytarzy ekologicznych, pełniących głównie funkcje transportu materii nieożywionej.

Realizacja pracy została wsparta ze środków Mazowieckiego Stypendium Doktoranckiego przyznanego w roku akademickim 2008/2009.

2. Główne pojęcia pracy

2.1 Krajobraz

Pojęcie krajobrazu jest jednym z głównych, a jednocześnie jednym z najbardziej wieloznacznych terminów stosowanych w geografii. Zostało ono zaczerpnięte z języka potocznego. Do nauk przyrodniczych wprowadził je Humbolt, który zdefiniował krajobraz jako całościową charakterystykę regionu Ziemi (Richling, Solon 2002).

Zonneveld (1990 cyt. za Richling, Solon 2002, s.12) odnosi termin krajobraz do „przestrzennego i materialnego wymiaru rzeczywistości ziemskiej”. Według tego autora, krajobraz jest kompleksowym systemem składającym się z form rzeźby, wód, roślinności, gleb, skał i atmosfery. Podobne, holistyczne ujęcie krajobrazu prezentują Kondracki i Richling (1982, cyt. za Richling, Solon 2002, s.12), którzy uznają go za „część epigeosfery (zewnętrznej sfery Ziemi), stanowiącą złożony przestrzennie kompleks o swoistej strukturze i wewnętrznych powiązaniach”. Natomiast Forman i Godron (1986, cyt. za Richling, Solon 2002, s.12) definiują krajobraz jako powtarzające się w przestrzeni „heterogeniczne fragmenty terenu złożone z powiązanych wzajemnie ekosystemów”.

Armand (1980, s.18) pojmował termin krajobraz jako synonim terytorialnego lub akwatorialnego kompleksu przyrodniczego, czyli „część terytorium lub akwatorium ograniczonego umownie pionowymi granicami zgodnie z zasadą względnej jednorodności oraz granicami poziomymi na podstawie zanikania tego czynnika, na którego podstawie dany kompleks został wydzielony”.

Przewoźniak (1991) opisuje krajobraz jako złożony system, w którym oddziaływania między podsystemami różnej rangi realizują się na zasadzie sprzężeń zwrotnych. Sprzężenia dodatnie, stymulujące rozwój danego podsystemu, przeważają w relacji: podsystem przyrodniczy → podsystem antropogeniczny. W relacji odwrotnej, tzn. podsystem antropogeniczny → podsystem przyrodniczy, dominują sprzężenia ujemne, ograniczające rozwój podsystemu lub całkowicie go degradujące. Cytowany autor stwierdza także, że termin „krajobraz” jest pewnym skrótem myślowym i w rzeczywistości oznacza krajobrazowy system interakcyjny.

W „Uwagach o nazewnictwie krajobrazów” Plit (2007) podkreśla ogromne zróżnicowanie znaczeń i sposobów pojmowania pojęcia w różnych dziedzinach nauki

(architekturze, botanice, geografii społeczno-ekonomicznej, fizycznej, humanistycznej). Zwraca jednocześnie uwagę na coraz częstsze poszerzanie znaczenia terminu o elementy postrzegania subiektywnego (np. krajobrazy dźwiękowe).

„Formalną”, umocowaną prawnie definicję krajobrazu zawiera Europejska Konwencja Krajobrazowa. Zgodnie z nią krajobraz to „obszar postrzegany przez ludzi, którego charakter jest wynikiem działania i interakcji czynników przyrodniczych i/lub ludzkich”. Jak podkreślają Richling i Solon (2011), w definicji tej uwzględnione są podstawowe cechy krajobrazu, czyli:

- a) zajmowanie wycinka przestrzeni, który można przedstawić na mapie,
- b) posiadanie określonej fizjonomii, którą można przedstawić na rysunku lub fotografii,
- c) dynamika systemu (jego funkcjonowanie zależy od jego części składowych, powiązań między nimi i rodzaju dominujących procesów),
- d) podleganie ewolucji, czyli posiadanie historii.

Zdaniem Solona (2007) w ekologii krajobrazu ugruntowało się rozumienie krajobrazu jako „całości przestrzenno-czasowej, obejmującej różne układy hierarchiczne wzajemnie ze sobą powiązane”. Wyróżnia się najczęściej następujące układy:

- a) antropogeniczny (elementy krajobrazu są analizowane jako obiekty mające znaczenie dla życia ludzkiego);
- b) abiotyczny (obejmuje obiekty i relacje przestrzenne oraz funkcjonowanie elementów i komponentów wyróżnionych na podstawie ich charakterystyki abiotycznej);
- c) biologiczny (obejmuje określone grupy organizmów – populacje, gatunki, biocenozy oraz całe ekosystemy).

Ten sam autor wskazuje, że część badaczy prowadzi podział nieco inaczej, wyróżniając dwa główne systemy: antropogeniczny (w podziale na ekonomiczno-przestrzenny i społeczno-przestrzenny) oraz przyrodniczy (w podziale na abiotyczny i biotyczny).

W podobnym ujęciu, choć w bardziej rozbudowany sposób, termin krajobraz został zdefiniowany przez Pietrzaka (2010, s.13). Według tego autora krajobraz to „złożony, wielowymiarowy i wielocechowy, otwarty system, składający się z wzajemnie powiązanych i uwarunkowanych geokomponentów oraz tworzonych przez

nie różnej skali i rangi krajobrazowych jednostek przestrzennych, stanowiący prawdopodobnie specyficzny poziom zróżnicowania przyrody”.

Często stosowanym modelem krajobrazu jest model geokompleksu. Termin geokompleks, według definicji Barscha przytaczanej przez Richlinga i Solona (2002, s.65), oznacza „relatywnie zamknięty wycinek przyrody stanowiący całość dzięki zachodzącym w nim procesom i współzależnościom budujących go komponentów”. Natomiast Isaczenko (1991, cyt. za Pietrzakiem 2007, s.317) zdefiniował geokompleks jako „system czasoprzestrzenny wzajemnie powiązanych, uwarunkowanych w swoim rozmieszczeniu oraz całościowo rozwijających się geokomponentów”. Mimo że w latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku zaczęto podważać podstawy tego modelu, geokompleks nadal jest często stosowaną w badaniach jednostką krajobrazową.

Podstawowa różnica pomiędzy koncepcją geokompleksu a stosowaną głównie w biologii i ekologii koncepcją ekosystemu polega na odmiennym podejściu do hierarchii komponentów, uwzględnianej w trakcie delimitacji jednostek. W przypadku geokompleksu pod uwagę bierze się głównie elementy abiotyczne, w przypadku zaś ekosystemu w centrum zainteresowania znajdują się elementy biotyczne (Richling, Solon 2002, 2011). Rozróżnienie to wydaje się ważne przy rozpatrywaniu opisanego wyżej problemu badawczego pracy. Mówiąc o korytarzach ekologicznych, zwykle myślimy bowiem o ekosystemach je tworzących, nie zaś o geokompleksach. Dla migrujących gatunków ważniejsze są cechy środowiska biotycznego. Środowisko biotyczne łatwiej ulega wpływowi czynników zakłócających (naturalnych i antropogenicznych). Podlega zmianom szybciej i w sposób, który istotnie może wpływać na pełnione funkcje.

Pojęcie krajobrazu jest szeroko omawiane i dyskutowane w wielu publikacjach, w tym także podręcznikach (Bartkowski 1977, Armand 1980, Przewoźniak 1987, Richling 1992, Forman 1995, Ostaszewska 2002, Żarska 2005, Pietrzak 2010, Richling, Solon 2002, 2011), dlatego też nie wymaga w tym miejscu szerszego omówienia. Na potrzeby niniejszej pracy przyjęto definicję zawartą w podręczniku „Ekologia krajobrazu” (Richling, Solon 2011, s. 20–21). Zgodnie z nią krajobraz stanowi „pełną”, choć heterogeniczną całość. „Całość ta jest zorganizowana hierarchicznie, funkcjonuje zgodnie z prawami przyrody, jest obdarzona zdolnością do samoregulacji i charakteryzuje się pewnym indywidualizmem. Krajobraz w ujęciu ekologii krajobrazu

obejmuje także człowieka i jego wytwory (w ujęciu strukturalnym, sprawczym i funkcjonalnym)”.

Jednym z podstawowych zjawisk kształtujących cechy krajobrazu jest proces migracji materii, energii oraz informacji. Migracja materii obejmuje migrację mechaniczną, fizyczną, chemiczną oraz biologiczną (Malinowska i in. 2004). Przedmiotem zainteresowania niniejszej pracy są trasy biologicznej migracji materii, gdyż korytarze ekologiczne mogą być rozumiane jako obszary zagęszczenia (przebiegu) szlaków przemieszczania się materii (w tym gatunków roślin i zwierząt). Z punktu widzenia niniejszej pracy istotną cechą krajobrazu jest jego przydatność do pełnienia funkcji migracyjnej, na którą wpływa przestrzenny rozkład typów użytkowania oraz obecność i rozmieszczenie obiektów antropogenicznych.

2.2 Korytarz ekologiczny

Termin korytarz ekologiczny jest różnie rozumiany w różnych dyscyplinach naukowych. W ekologii zwierząt korytarz ekologiczny oznacza szlak migracji osobników. Zwierzęta, przemieszczając się, wybierają trasy wymagające najmniejszego nakładu energii oraz spełniające ich aktualne potrzeby. Nie zawsze są to trasy najkrótsze, gdyż wybór trasy jest warunkowany dużą liczbą czynników, m.in. obecnością schronienia, wody i pożywienia, zagrożeniem ze strony drapieżników lub płoszeniem przez ludzi.

W geoekologii (ekologii krajobrazu) termin korytarz ekologiczny rozumiany jest szerzej, choć jego definicja nie jest jednoznaczna. Richling i Solon (2002) opisują go jako pas terenu (relatywnie wąski), różniący się od otaczającego tła. Takie rozumienie terminu wynika z modelu płatów i korytarzy, wprowadzonego do badań krajobrazowych przez Formana i Godrona (Forman 1981, 1983, 1995; Forman i Godron 1986). Model ten obejmuje trzy główne elementy struktury krajobrazu: płaty, korytarze oraz matrycę (określaną często jako tło). W stosowaniu modelu panuje duża dowolność, gdyż jej pierwsi autorzy nie zdefiniowali precyzyjnie stosowanych terminów (Cieszewska 2004, Tab. 1).

„Leksykon geoekologii i ochrony krajobrazu” (Malinowska i in. 2004) uzupełnia definicję korytarza ekologicznego, wskazując na jego funkcję łączenia obszarów chronionych, większych kompleksów leśnych oraz ekosystemów

o szczególnej wartości. Zwraca również uwagę na możliwość szerszego rozumienia pojęcia, które może oznaczać każdą formę liniową w krajobrazie (np. rzekę, rów melioracyjny, linię kolejową lub linię wysokiego napięcia). Takie podejście prezentuje w swoich analizach m.in. Augustowski (2009). W kategoriach korytarzy można również rozpatrywać abiotyczne struktury (elementy) środowiska. Przykładem mogą być żleby, transportujące materiał skalny latem a śnieg zimą, lub korytarze eoliczne, czyli szlaki przenoszenia materiału przez wiatr (Richling 2007, s.293–294).

Tab. 1. Terminy nawiązujące do koncepcji płatów i korytarzy (źródło: Cieszewska 2004)

Porównywane elementy	Używane pojęcia	
Nazwy koncepcji	<ul style="list-style-type: none"> • model płat-korytarz-matryca • koncepcja płatów i korytarzy 	<ul style="list-style-type: none"> • osnowa ekologiczna (Przewoźniak) • system Przyrodniczy Miasta (Szulczewska, Kaftan) • koncepcja tła wzoru i szkieletu (Kołomyc)
Ujęcie koncepcji	<ul style="list-style-type: none"> • populacyjne, migracyjne, funkcjonalne, gatunkocentryczne, biologiczne • krajobrazowe, również strukturalne, stabilizujące, kompleksowe, geograficzne 	
Matryca	<ul style="list-style-type: none"> • tło, kontekst krajobrazowy (Ahern), strefa ekologiczna (Chmielewski) 	<ul style="list-style-type: none"> • matryca kompleksowa (Balon) • matryca cząstkowa (Balon)
Korytarz	<ul style="list-style-type: none"> • antropogeniczny • naturalny (ekologiczny) 	<ul style="list-style-type: none"> • korytarze • szlaki (Ostrowski) • korytarz przerywany (stepping stones): stopień przystankowy (Wolski), przystanek pośredni (Solon), pseudokorytarz (Markuszczyńska), łańcuch, ciąg archipelag wysp środowiskowych • bariera (bariera ekologiczna)
Płat	<ul style="list-style-type: none"> • płat ekologiczny 	<ul style="list-style-type: none"> • kieszeń (Wolski)
Struktura	<ul style="list-style-type: none"> • ekologiczna • krajobrazowa • ekologiczno-krajobrazowa • przyrodnicza 	
Węzeł	<ul style="list-style-type: none"> • węzeł ekologiczny • węzeł strukturalny • biocentrum 	

Solon (2009) wyróżnia dwa sposoby rozumienia pojęcia korytarz ekologiczny – jako rzeczywistej struktury przestrzennej, występującej w przyrodzie (co odpowiada w dużej mierze podejściu „biologicznemu”) oraz jako elementu modelu struktury przestrzennej (co odpowiada rozumieniu „geograficznemu”). Zwraca uwagę, iż niemal od momentu powstania koncepcja korytarzy ekologicznych rozwija się dwutorowo – jako teoria naukowa oraz jako model o znaczeniu praktycznym w planowaniu przestrzennym (np. sieć ECONET-Polska, por. Liro 1995, 1998).

Simberloff i in. (1992, cyt. za Hess & Fischer 2001) wyróżniają sześć głównych znaczeń terminu „korytarz ekologiczny”:

- wyróżniające się siedlisko, niezależnie od tego, czy umożliwia przemieszczanie się gatunków („*distinct habitat, whether or not it aids movement*”);

- „zielone pasy” („*greenbelts*”) i strefy buforowe na obszarach zurbanizowanych;
- mosty biogeograficzne;
- siedliska pomostowe („*stepping stones*”), czyli na przykład zbiorniki wodne, stanowiące refugia na trasach przelotów ptactwa wodnego;
- przejścia dla zwierząt (górne lub dolne), związane z infrastrukturą drogową i kolejową;
- pasma krajobrazowe ułatwiające przemieszczenie się między dużymi płatami siedlisk.

Zdaniem autorki niniejszej pracy nie ze wszystkimi przytoczonymi wyżej znaczeniami można się zgodzić. Szczególnie pierwsze z nich wydaje się zbyt szerokie i nie oddaje specyfiki korytarza ekologicznego. Ponadto nie wszystkie wyszczególnione powyżej znaczenia terminu „korytarz ekologiczny” są w języku polskim poprawne. Określenie tym terminem przejścia dla zwierząt nie jest prawidłowe, choć częste, co potwierdzają badania ankietowe wykonane przez autorkę (por. Gerlée 2008a). Należy pamiętać, że przejścia dla zwierząt są tworzone w celu utrzymania ciągłości istniejącego korytarza ekologicznego (trasy migracji zwierząt), który został przerwany przez barierę, jaką jest droga. Przejścia zbudowane w nieodpowiednim miejscu funkcji korytarza pełnić nie będą.

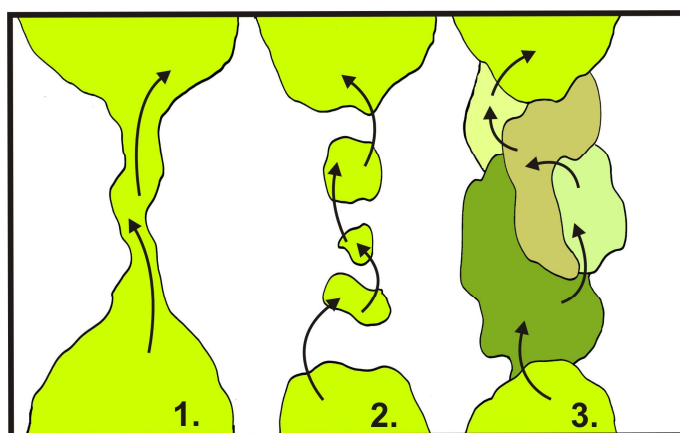
Klasyfikacje korytarzy ekologicznych są prowadzone według różnych kryteriów. Najczęściej są nimi: stopień ciągłości, pochodzenie korytarza, charakter/typ siedlisk, jakie obejmuje oraz charakter i stopień przekształcenia siedlisk w obrębie korytarzy (por. Forman 1983, Richling, Solon 2002, Bennett 2003, Perzanowska i in. 2005).

Ze względu na stopień ciągłości wydziela się następujące typy korytarzy (Richling, Solon 2002, Bennett 2003, Ryc. 5):

- (1) korytarz ciągły o charakterze liniowym;
- (2) korytarz tworzony przez tzw. siedliska pomostowe;
- (3) korytarz o charakterze mozaiki krajobrazowej (tworzony przez różne siedliska).

Forman (1983) wśród korytarzy ciągłych wyróżnia: korytarze „liniowe” (*line corridors*) i „pasmowe” (*strip corridors*), a za ich cechę różnicującą uznaje szerokość. Korytarze liniowe są na tyle wąskie, że całe mają charakter strefy ekotonowej, natomiast w przypadku korytarzy pasmowych można wyróżnić „wnętrze” i strefę

brzeżną korytarza. Rozróżnienie to jest ważne ze względu na gatunki, które mogą przebywać i migrować w obrębie korytarzy. Korytarze wąskie nie są odpowiednie dla gatunków nie związanych ze strefą brzeżną (ekotonem). Przykładem mogą być gatunki ptaków związane z wnętrzem lasu (w przypadku korytarzy leśnych na terenach otwartych) lub też gatunki wymagające terenów otwartych (w przypadku korytarzy bezleśnych na terenach zalesionych). Szerokość korytarzy ma duże znaczenie dla ich funkcjonowania. Jest to szczególnie istotne w procesie planowania, gdyż korytarz o nieodpowiednich parametrach nie będzie spełniał funkcji migracyjnej dla gatunków, które chce się chronić.



Ryc. 5. Typy korytarzy ekologicznych (źródło: opracowanie własne na podstawie Bennett 2003)
 1. korytarz o charakterze ciągłym – liniowym (ang. continuous corridor); 2. korytarz typu „siedlisk pomostowych” (ang. „stepping stones”); 3. mozaika krajobrazowa (ang. landscape mosaic)

Lidicker (1999) rozszerza definicję korytarza ekologicznego o aspekt funkcjonalny, wpisując się w nurt „biologicznego” sposobu rozumienia tego pojęcia. Proponuje, aby korytarzem ekologicznym nazywać każdy ciąg elementów środowiska, który sprzyja przemieszczaniu się organizmów między lokalnymi populacjami. Zwraca też szczególną uwagę na znaczenie strefy ekotonowej dla funkcjonowania korytarza.

Ze względu na pochodzenie, Forman (1983) wyróżnia korytarze: (1) reliktowe – pozostałości starszego układu (np. niektóre żywopłoty i pasy drzew), (2) powstałe w wyniku zakłóceń środowiska (np. drogi i tereny pod liniami wysokiego napięcia), (3) determinowane zasobami środowiska (np. strumienie, ścieżki zwierząt), (4) świadomie zakładane (np. żywopłoty wzdłuż ogrodzeń lub pasy wiatrochronne), (5) regenerowane (np. żywopłoty nasadzone wzdłuż ogrodzeń, pasy zieleni tworzone w terenach zurbanizowanych).

Inną klasyfikację korytarzy prezentują Perzanowska i in. (2005) oraz Bennett (2003). Biorą oni pod uwagę typ i rozległość siedlisk oraz ich funkcje. Wyróżniają następujące rodzaje korytarzy:

- połączenia krajobrazowe, obejmujące szeroki zakres siedlisk, zapewniające najważniejsze połączenia w skali regionalnej, służące dyspersji gatunków i mogące być jednocześnie siedliskiem gatunków o słabej zdolności dyspersyjnej (np. główne systemy rzeczne, szerokie połacie naturalnych siedlisk między obszarami chronionymi);
- roślinność nadrzeczna – będąca siedliskiem wielu gatunków oraz pełniąca rolę trasy przemieszczania się gatunków o rozległych zasięgach występowania;
- żywopłoty, miedze i inne liniowe struktury w krajobrazie rolniczym (dla niektórych gatunków są to także siedliska);
- roślinność przydrożna (zarówno siedlisko, jak i trasa przemieszczania się osobników różnych gatunków);
- połączenia leśne.

Ze względu na charakter i stopień przekształcenia siedlisk (od naturalnych do całkowicie antropogenicznych), korytarze można podzielić na (Perzanowska i in. 2005, s.19):

- rozległe obszary chronione o charakterze liniowym, obejmujące np. nieuregulowane doliny rzeczne;
- korytarze ochronne (ang. *conservation corridors*), o słabszym reżimie ochronnym, spełniające także funkcje rekreacyjne, często zlokalizowane wzdłuż rzek;
- pasy zieleni wokół miast;
- korytarze rekreacyjne, czyli liniowe, otwarte przestrzenie intensywnie wykorzystywane do celów rekreacyjnych;
- korytarze widokowe, chronione przede wszystkim dla walorów wizualnych;
- korytarze użyteczne, np. kanały, obszary wzdłuż linii wysokiego napięcia, drogi gruntowe, które spełniają określoną funkcję użytkową, ale mogą służyć także innym celom (np. przyrodniczym lub rekreacyjnym);
- szlaki turystyczne, trasy dla wycieczkowiczów, które mogą funkcjonować jako korytarze.

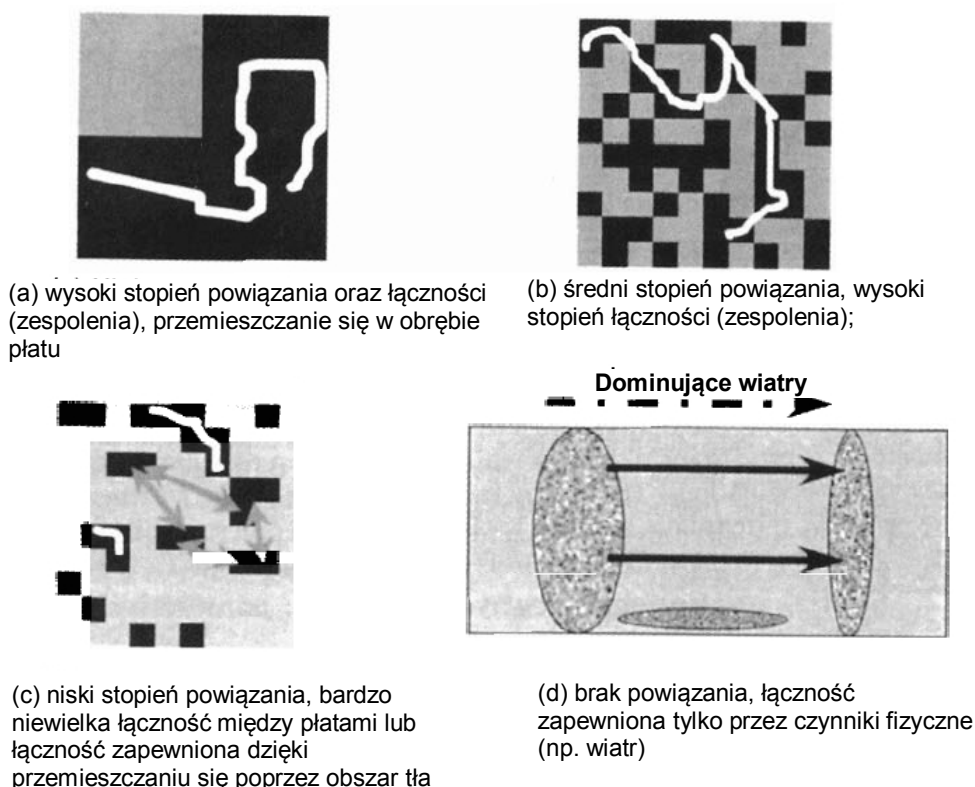
Powyższy podział stosuje się do korytarzy wyznaczonych przez człowieka. Nie należy odnosić go do rzeczywistych szlaków migracji materii, ale do pewnych jednostek planistycznych lub też obiektów, których granice zostały wyznaczone w określonym celu.

Forman (1991, 1995 cyt. za Bennett 2003) wyróżnia kilka funkcji, pełnionych przez korytarze ekologiczne w krajobrazie. Funkcje te można odnosić zarówno do gatunków roślin i zwierząt, jak i do migracji elementów abiotycznych lub zanieczyszczeń. Pierwsza z nich to funkcja przewodząca (ang. *conduit*), czyli umożliwienie migracji gatunków oraz składników fizyko-chemicznych między płatami, zmniejszające stopień izolacji „wysp” krajobrazowych. Druga to funkcja środowiska życia dla niektórych gatunków (ang. *habitat*). Korytarze mogą także pełnić funkcję bariery – pełnej (ang. *barrier*) lub półprzepuszczalnej, czyli „filtra” (ang. *filter*). Istotna w środowisku jest również ich funkcja wzbogacająca (mogą stanowić źródło gatunków dla otoczenia, ang. *source*) lub zubażająca (na skutek śmierci osobników, które znajdują się w obrębie korytarza, ang. *sink*).

Z punktu widzenia niniejszej pracy szczególnie istotna jest funkcja łączności ekologicznej, określana również jako stopień zespolenia (ang. *connectivity*) (Richling, Solon 2011). Termin ten rozpatrywany jest najczęściej w aspekcie funkcjonalnym. Jego strukturalnym odpowiednikiem, wskazanym przez Baudrey’a i Merriam’a (1988), jest pojęcie powiązania (*connectedness*). Stopień zespolenia (*connectivity*) informuje o łączności między płatami z punktu widzenia określonej funkcji korytarza, czyli na przykład migracji określonego gatunku (Hess i Fisher 2001, Burel i Baudry 2003). Stopień powiązania (*connectedness*) odnosi się do zwartości lub rozdrobnienia płatów (ich przestrzennej lokalizacji). Różnice między terminami przedstawiono na Ryc. 6.

Mnogość terminów związanych z korytarzami ekologicznymi, a także interpretacji tych pojęć wykazali w swojej analizie Hess i Fischer (2001). W literaturze anglojęzycznej znaleźli oni 19 różnych określeń korytarza ekologicznego. Ponadto poszczególni autorzy kładli zróżnicowany nacisk na poszczególne funkcje korytarzy ekologicznych. Ze względu na zaprezentowaną powyżej wieloznaczność terminu, konieczne jest sprecyzowanie sposobu jego rozumienia w niniejszej pracy. Przyjęto, iż rola korytarzy ekologicznych polega głównie na spełnianiu przez nie funkcji przewodzącej, czyli umożliwieniu migracji organizmów. Korytarze są używane przez zwierzęta zarówno do migracji dziennych, sezonowych (oraz innych o regularnym charakterze), jak i dyspersji osobników na nowe tereny. Na funkcjonowanie korytarzy

ekologicznych jako szlaków migracji dużych ssaków wpływa kilka czynników. Są to między innymi obecność barier (którymi są głównie drogi) oraz fragmentacja środowiska i sekwencja siedlisk.



Ryc. 6. Różnica w znaczeniu pojęcia łączności ekologicznej (*connectivity*) oraz powiązania ekologicznego (*connectedness*) (źródło: Burel i Baudry 2003, zmienione)

Korytarz ekologiczny, o ile nie jest zaznaczone w tekście inaczej, rozumiany jest w pracy w kontekście planistycznym, jako obszar łączący cenne przyrodniczo siedliska. Przebieg jego granic wyznaczony jest przez człowieka w procesie planowania przestrzennego, na podstawie określonych kryteriów – cech środowiska oraz wyników badań nad migracjami fauny. Celem jego wyznaczenia jest wskazanie terenów, których ciągłość powinna podlegać szczególnej ochronie dla zachowania połączeń między cennymi siedliskami i umożliwienia migracji między nimi możliwie dużej liczbie gatunków roślin i zwierząt. Rozumienie to jest zgodne z traktowaniem korytarza ekologicznego jako elementu sieci ekologicznej. Ten sposób rozumienia odzwierciedla cytata z raportu dotyczącego sieci krajowego systemu obszarów chronionych (Docelowa... 2002): „Formułując zasady wyznaczania i kształtowania sieci, a w tym korytarzy, należy mieć zawsze na uwadze to, że sieć nie jest bytem obiektywnym.

Tworzy ją planista/ekolog krajobrazu, przypisując pewne funkcje (obszaru węzłowego lub biocentrum, korytarza) wytypowanym obszarom, a następnie ustalając warunki realizacji tych funkcji. Ustalanie warunków polega na określeniu sposobów użytkowania i zagospodarowania obszarów tworzących sieć i obszarów do nich przyległych.”

2.3 Struktura

W języku polskim termin struktura używany jest w dwóch znaczeniach. Pierwsze z nich to „całość zbudowana w pewien sposób z poszczególnych elementów”, drugie: „układ i wzajemne relacje elementów stanowiących całość” (Szymczak 1981).

Także pojęcie struktury środowiska przyrodniczego jest rozumiane dwojako (Kistowski 2001). Pierwsze podejście jest węższe i utożsamia strukturę środowiska z jego budową, czyli składem materialnym i układem elementów w przestrzeni (tzw. struktura materialna). Przykładem takiego rozumienia terminu jest podejście Solona (2002), który ogranicza pojęcie struktury do struktury poziomej w ujęciu statycznym, obejmującej konfigurację i kompozycję płatów krajobrazu.

Drugie, szersze znaczenie terminu obejmuje relacje pomiędzy elementami krajobrazu, zachodzące w czasie i przestrzeni, czyli jego funkcjonowanie (tzw. struktura funkcjonalna). Jest ono zgodne ze słownikową definicją pojęcia. Przykładem jest podejście Przewoźniaka (1987), który traktuje strukturę jako „całokształt materialnych i funkcjonalnych relacji występujących w krajobrazie”. Wyróżnia strukturę materialno-przestrzenną pionową i poziomą oraz strukturę funkcjonalną.

Zagadnienie relacji pomiędzy strukturą materialną a funkcjonowaniem było rozpatrywane przez wielu autorów, zarówno na gruncie teoretycznym (Mander i in. 2005, Harasimiuk 2007), jak i aplikacyjnym (Leitão i Ahern 2002, Chmielewski 2007).

Według Chmielewskiego (2001b cyt. za Chmielewski 2007) na pojęcie struktury ekologicznej krajobrazu składa się suma następujących cech:

- charakter i kompozycja form geomorfologicznych;
- charakter i układ przestrzenny cieków i zbiorników wodnych oraz ich zlewni;

- warunki siedliskowe wraz ze zróżnicowaniem troficznym wód oraz z gradientami: spadków terenu, kwasowości, wilgotności i żyzności gleb, ekspozycji słonecznej itp.;
- przestrzenny układ płatów różnego typu pokrycia i użytkowania terenu, w tym charakter i kompozycja powierzchni wodnych, płatów zbiorowisk roślinnych oraz terenów zurbanizowanych;
- gęstość i charakter stref stykowych między płatami oraz struktur liniowych rozcinających strukturę płatów;
- charakter, liczba, przestrzenne rozmieszczenie i stopień wzajemnego powiązania struktur o charakterze węzłów i korytarzy ekologicznych, w tym bogatych skupisk gatunków i osobników;
- charakter i przestrzenne rozmieszczenie układów osadniczych, system ich powiązania ciągami infrastruktury technicznej oraz charakter i zasięg ich oddziaływania na otaczające ekosystemy.

Cytowany autor zwraca uwagę na wieloaspektowość zagadnienia struktury krajobrazu oraz bardzo dużą liczbę komponentów powiązanych siecią interakcji. Złożoność ta sprawia, że strukturę ekologiczną krajobrazu przedstawia się zwykle w postaci modeli. Eksponują one, w mniej lub bardziej uproszczony sposób, wybrane cechy opisywanego systemu.

Pietrzak (1989, 1998, 2007, 2008) ujmując pojęcie struktury w sposób kompleksowy, holistyczny, rozwijając koncepcję syntez krajobrazowych. Za niewłaściwe uznaje natomiast ograniczanie zakresu tego pojęcia (Pietrzak 2009). Uważa, iż zmienność struktury obejmuje wszelkie zróżnicowanie krajobrazu. Wyróżnia przyrodniczą i antropogeniczną składową strukturę. Pierwsza z nich obejmuje przestrzenną, funkcjonalną i czasową złożoność krajobrazu, druga zaś – odwzorowanie i użyteczność krajobrazu. Za element łączący obie składowe cytowany autor uznaje percepcję. W zakresie składowej przyrodniczej, będącej przedmiotem zainteresowania niniejszej pracy, wyróżnia chorostrukturę (obejmującą strukturę terytorialną i komponentową), strukturę funkcjonalną (etostrukturę) oraz chronostrukturę, czyli zmiany w czasie, ewolucję krajobrazu.

Chorostruktura terytorialna, ujęta horyzontalnie, obejmuje konfigurację oraz kompozycję krajobrazu (por. McGarigal i Marks 1995, Solon 2002). Konfiguracja krajobrazu odnosi się do trzech aspektów:

- przestrzennego (relacje położenia i rozmieszczenia elementów);
- łącznikowego (relacja sąsiedztwa elementów);
- formy (zewnętrzna forma – kształt elementów).

Kompozycja krajobrazu odpowiada aspektowi rodzajowo-ilościowemu, określone na podstawie ilościowych udziałów poszczególnych elementów w całości systemu. Dotyczy ona zróżnicowania i obfitości występowania poszczególnych typów płatów, nie obejmuje natomiast ich przestrzennej lokalizacji. Wskaźniki konfiguracji i kompozycji określa się jako metryki krajobrazowe. Zostaną one omówione w dalszej części pracy.

Chorostruktura komponentowa, rozpatrywana w ujęciu wertykalnym, charakteryzuje współwystępowanie cech komponentów przyrodniczych i ich powiązania. Podstawowymi komponentami są: powietrze, skała wraz z rzeźbą, woda, gleba, roślinność, zwierzęta. Od układu komponentów zależy użytkowanie ziemi, które jest jednocześnie najprostszym wskaźnikiem wpływu człowieka na krajobraz (Richling, Solon 2011). Układ i powierzchnie zajmowane przez poszczególne związki ukazuje mapa krajobrazowa lub nałożenie map komponentów. Najczęstsze ze związków oraz powiązania najmocniejsze (tzn. zajmujące największą powierzchnię względem potencjalnie możliwej) można traktować jako przejrzysty model struktury krajobrazu (Richling 1976). Kistowski i Pchałek (2009) proponują wykorzystanie analizy powiązań między komponentami (według metody Richlinga 1976) do oceny stabilności środowiska w planowaniu przestrzennym.

Chronostruktura ujmuje czynnik czasu oraz związane z nim zmiany i ewolucję krajobrazu. Pietrzak (1998) podkreśla, iż konieczność uwzględnienia tego czynnika wynika z traktowania krajobrazu jako złożonego, czterowymiarowego systemu, rozpatrywanego zarówno w skali przestrzennej, jak i czasowej. Aspekt ten wydaje się bardzo ważny w związku z zachodzącymi w krajobrazie zmianami wywołanymi działalnością człowieka. Jednocześnie jest on trudny do analizy, gdyż wymaga posiadania porównywalnych danych z różnych okresów, umożliwiających identyfikację zachodzących zmian.

Etostruktura, czyli funkcjonowanie krajobrazu, obejmuje wymianę materii, energii i informacji pomiędzy elementami i komponentami środowiska, prowadzącą do zmiany stanu układów przyrodniczych. Zmienność ta może mieć zarówno charakter fluktuacyjny, jak i cykliczny lub ewolucyjny (Richling, Solon 2002). Według Harasimiuka (2007) funkcjonowanie rozumiane jest zwykle jako synonimy słów:

dzianie się, zmiany stanu, transformacja. Przewoźniak (1987) stwierdza, że „istota związków i oddziaływań między elementami krajobrazu zawarta jest w wiążących je potokach energii i materii (oddziaływanie aktywne – przez procesy) oraz w uwarunkowaniach procesów przez budowę elementów (oddziaływanie bierne – na proces, ale nie przez proces)”. Podkreśla także, że wszystkie potoki energii i materii są ze sobą powiązane, przenikają się, a przepływy materii i energii zachodzą jednocześnie. Wyróżnia strukturę funkcjonalną „pionową” i horyzontalną.

Solon (2007) podkreśla podstawową rolę założenia dotyczącego związku struktury przestrzennej krajobrazu z jego funkcjonowaniem. Jest to jedna z tzw. zasad krajobrazowych, która mówi, iż wielkość, kształt i wzajemne położenie płatów wpływa na dynamikę populacji, zbiorowisk roślinnych, ekosystemów oraz procesów biologicznych, (bio)geochemicznych i energetycznych.

Struktura krajobrazu może być przedstawiana i opisywana w formie różnych modeli. Mogą być one: (1) narzędziem analitycznym, umożliwiającym lepsze zrozumienie funkcjonowania krajobrazu i zależności między jego elementami lub (2) końcowym etapem prac, dostarczającym syntezy wyników w ramach określonej teorii (Richling, Solon 2011).

Ingegnoli (2002, cyt. za Pietrzak 2010) wyróżnia trzy zasadnicze modele struktury krajobrazu: (1) ekosystemowy, (2) mozaikowy, (3) „wariegacyjny” („różnobarwny”). Richling i Solon (2011) natomiast wskazali pięć modeli struktury krajobrazu: (1) mozaikowy, (2) biogeograficzny (wysp na oceanie), (3) płatów i korytarzy, (4) izoliniowy, (5) gradientowy i grawitacyjny.

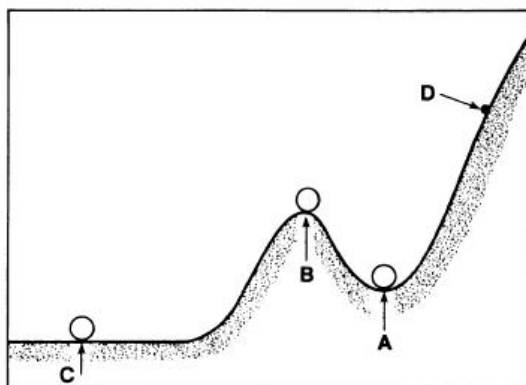
W niniejszej pracy autorka przyjmuje rozumienie pojęcia struktury w szerokim rozumieniu, za Pietrzakiem (1998, 2007, 2010). Przedmiotem zainteresowania jest przyrodnicza składowa struktury, obejmująca chorostrukturę, chronostrukturę i etostrukturę. Analiza struktury przyrodniczej korytarzy ekologicznych musi uwzględniać ich specyfikę, m.in. cel ich wyznaczenia i pełnione funkcje. Jest to konieczne ukierunkowanie, które ogranicza zakres pracy, a jednocześnie umożliwia wyciągnięcie wniosków praktycznych, dotyczących ochrony i zarządzania siecią korytarzy ekologicznych (rozumianych w sposób opisany w rozdziale 2.2).

2.4 Stabilność

Pojęcie stabilności, ze względu na swoją wieloznaczność, jest znacznie trudniejszym terminem do zdefiniowania od struktury. Słownik Wyrazów Obcych (Tokarski 1971) wyróżnia dwa sposoby rozumienia tego pojęcia. Pierwsze to „trwałość, niezmiennność, nieruchomość”, drugie zaś to „zdolność układu (...) do powracania do stanu równowagi w razie jej zakłócenia”. Stabilny, czyli „stały, trwały, niezmienny, nieruchomy” pochodzi od łacińskiego *stabilis*, czyli stały.

Pojęcie stabilności (*stability*) należy odróżnić od pojęcia równowagi (*equilibrium*). Dla zilustrowania różnicy między tymi dwoma pojęciami De Angelis i Waterhouse (1987) przytaczają rysunek przedstawiający różne położenia kulek (Ryc. 7). Zarówno kulka A, B jak i C znajdują się w równowadze, jednak każda z nich charakteryzuje się inną stabilnością. Kulka D natomiast nie jest ani stabilna, ani nie znajduje się w równowadze. Siła, z jaką trzeba zadziałać na określoną kulkę, aby wytrącić ją z równowagi, jest inna. Różne będzie również ich zachowanie. Działając na kulkę B niewielką siłą, spowodujemy jej wytrącenie ze stanu równowagi, do której samodzielnie nie powróci. Z kolei kulka A charakteryzuje się stosunkowo dużą stabilnością. Przy niewielkich zaburzeniach wraca do pierwotnego stanu równowagi. Jeśli jednak zadziałamy wystarczająco dużą siłą i kulka A przekroczy określoną wysokość na zboczu, nie uda jej się wrócić do początkowego położenia. Kulka C zachowuje się jeszcze inaczej. Na skutek oddziaływania zewnętrznego przesuwają się o określoną odległość zależną od siły, jaką do niej przyłożymy. Nie ma tendencji do powrotu do stanu pierwotnego, ale także nie będzie zbyt daleko od niego odbiegała.

Grimm i Wissel (1997) twierdzą, iż „stabilność” jest jednym z najmniej precyzyjnych terminów w ekologii (i ekologii krajobrazu). Wskazują na trzy główne przyczyny zamieszania terminologicznego. Pierwszą z nich jest sam termin, który jest niejednoznaczny, definiowany poprzez różne właściwości systemów. Druga to różnorodność przypadków i warunków ekologicznych, do jakich stosuje się termin. Trzecia zaś to ogromna atrakcyjność pojęcia dla naukowców (oraz polityków, planistów i przyrodników), a także nadzieje pokładane w ocenach stabilności i związana z tym różnorodność kierunków badań.



Ryc. 7. Typy punktów równowagi (źródło: De Angelis & Waterhouse 1987, zmienione). A – punkt stabilnej równowagi, B – punkt niestabilnej równowagi, C – punkt neutralnie stabilnej równowagi, D – punkt braku równowagi

Cytowani autorzy zidentyfikowali 70 różnych koncepcji, 163 definicje oraz ponad 40 różnych miar stabilności. Wyróżnili także trzy podstawowe sposoby rozumienia terminu, które stanowią podstawę większości koncepcji. Są to (Grimm, Wissel 1997, s. 326):

- „pozostawanie w zasadniczo niezmienionej formie”,
- „powrót do stanu lub dynamiki odniesienia po ustaniu tymczasowego zakłócenia”,
- „trwanie systemu przyrodniczego w czasie”.

Autorzy zwracają uwagę na różnicę między pierwszym a trzecim sposobem rozumienia terminu. Pierwszy związany jest z określonym stanem odniesienia lub dynamiki, czyli oznacza równowagę, oscylację lub nieregularne, ale ograniczone fluktuacje. Natomiast trwanie w czasie odnosi się wyłącznie do odpowiedzi na pytanie, czy system utrzymuje się jako możliwa do identyfikacji jednostka.

Pimm (1991, cyt. za Krebs 2001) wyróżnia pięć podstawowych znaczeń terminu stabilność. Pierwsze z nich nawiązuje do matematycznej koncepcji lokalnej stabilności i wydaje się nie przekładać bezpośrednio na, z natury złożone, (geo)ekosystemy. Drugie znaczenie wiąże stabilność z czasem potrzebnym biocenozie na powrót do pierwotnego stanu po ustąpieniu czynnika zaburzającego. Jest zgodne z etymologicznym znaczeniem pojęcia, które zostało wcześniej przytoczone. Również dwa kolejne ujęcia stabilności wynikają z językowej definicji tego pojęcia i odnoszą się do trwałości oraz zmienności biocenozy w czasie. Cytowany autor zwraca uwagę, iż pojęcie stabilności jest także wykorzystywane przy opisie stopnia zmiany całej biocenozy pod wpływem zmiany zachodzącej w obrębie jej części. Wprowadza także pojęcie odporności.

Definicje stabilności opracowane na potrzeby klasycznej (biologicznej) ekologii można również odnieść bezpośrednio do ekologii krajobrazu. Grimm i Wissel (1997) wskazali na kilka właściwości systemów, które decydują o ich stabilności i mogą być uznane za odrębne koncepcje. Właściwości te to: stałość, sprężystość, trwałość, odporność, elastyczność, zakres stanów stabilnych. Przytoczyli także przykłady stosowanych w literaturze synonimów lub terminów o bardzo zbliżonych definicjach (Tab. 2).

Tab. 2. Właściwości ekosystemów związane z pojęciem stabilności oraz ich synonimy i pojęcia o zbliżonej definicji (źródło: Grimm, Wissel 1997, zmienione)

Termin	Definicja	Wybrane synonimy lub terminy o bardzo zbliżonej definicji, które zostały użyte w literaturze przez różnych autorów.
stałość, trwanie (<i>constancy</i>)	pozostawanie w zasadniczo niezmięniwej formie	stabilność biomasy (<i>biomass stability</i>), stabilność ekologiczna (<i>ecological stability</i>), stabilność (<i>stability</i>), trwałość (<i>persistence</i>), czasowa stabilność (<i>temporal stability</i>)
sprężystość (<i>resilience</i>)	powrót do stanu lub dynamiki odniesienia po ustaniu tymczasowego zakłócenia	dostosowanie (<i>adjustment</i>), stabilność (<i>stability</i>), stabilność spójności (<i>connective stability</i>), regulacja (<i>regulation</i>), odporność (<i>resiliency</i>)
trwałość, wytrwałość (<i>persistence</i>)	trwałość systemu w czasie	stabilność (<i>stability</i>), podstawowa stabilność (<i>essential stability</i>), istnienie (<i>existence</i>), stabilność całkowita (<i>total stability</i>), silnie trwałe (<i>strongly persistent</i>), słabo trwałe (<i>weakly persistent</i>)
odporność (<i>resistance</i>)	pozostawanie systemu w stanie niezmięniwym mimo obecności zakłóceń	stabilność (<i>stability</i>), stabilność ekologiczna (<i>ecological stability</i>), bezwładność (<i>inertia</i>), plastyczność (<i>malleability</i>), sprężystość (<i>resilience</i>), reaktywność (<i>responsiveness</i>), wrażliwość (<i>sensitivity</i>), podatność (<i>vulnerability</i>).
elastyczność (<i>elasticity</i>)	szybkość powrotu do stanu odniesienia lub dynamiki po ustaniu zakłóceń	elastyczność (<i>resilience</i>), stabilność ekologiczna (<i>ecological stability</i>)
wiele stanów stabilnych (<i>domain of attraction</i>)	zakres stanów stabilnych, jakie mogą być osiągnięte po ustaniu czynnika zakłócającego (konceptcja wielu stanów stabilnych)	amplituda, zakres wahań (<i>amplitude</i>), dynamiczna niestabilność (<i>dynamic fragility</i>), dynamiczna odporność (<i>dynamic roustness</i>), elastyczność (<i>elasticity</i>).

Cytowani autorzy proponują używanie słowa „stabilność” jako skrótu myślowego, oznaczającego określone właściwości systemów. W takim wypadku definicja stabilności jest w gruncie rzeczy definicją jednej (lub kilku) właściwości systemu, związanej ze stabilnością, a „miara stabilności” jest miarą ilościowej oceny tej właściwości. Wyrażają opinię, iż koncepcja stabilności jako takiej jest bezużyteczna, gdyż pojęcie to nie daje się jednoznacznie zdefiniować. Dlatego też kluczowe są

właściwości systemu (stałość, trwałość, sprężystość, elastyczność, odporność, zakres stanów stabilnych).

O'Naill (2001) zwraca uwagę, iż stabilność całości krajobrazu i jego fragmentu są odmienne. Mniejsze powierzchnie łatwiej ulegają przekształceniom i są podatniejsze na oddziaływanie czynników zakłócających. Przekształcenie fragmentów w obrębie większych systemów nie musi prowadzić do zaburzenia funkcjonowania całości. Przykładem mogą być niewielkie naturalne pożary, będące normalnym zjawiskiem w niektórych regionach świata. Obejmują one i całkowicie przekształcają fragmenty krajobrazu. Zmniejszają jednocześnie ryzyko wystąpienia pożarów wielkoskalowych, mogących stanowić istotny czynnik zaburzający dla całego systemu

W pracach autorów słowackich pojęcie stabilności rozumiane jest jako trwałość ekosystemu, jego niezmiennosc. Metoda oceny stabilności ekologicznej obszarów (*terytorial system of ecological stability* – TSES) została wprowadzona jako obowiązująca procedura przy planowaniu przestrzennym w Słowacji. Jej częścią jest klasyfikacja obszarów pod względem stabilności ekologicznej (*stability of territory* – EST). Uwzględnia ona trzy główne elementy, w obrębie których przyporządkowuje się danemu obszarowi kategorię w skali 1–5 (przy podziale na kategorie uwzględnia się stopień przekształcenia antropogenicznego). Pierwszym z nich jest pokrycie terenu, drugim – ochrona prawna terenu (uwzględnia powierzchnię obszarów będących pod ochroną oraz reżim tej ochrony), a trzecim – antropogeniczne czynniki zakłócające (skala uwzględnia ocenę czynników w zależności od ich rodzaju oraz przypuszczalnego efektu skumulowanego oddziaływań) (Hrnčiarová & Ružička 1997). Topercer (1995) zarzuca tej metodzie przykładanie zbyt małej wagi do badań terenowych oraz brak biologów i ekologów w zespołach badawczych. Bastian i in. (2006) uznają ją jednak za wartościowe narzędzie w praktyce ochrony przyrody.

Interesującym zagadnieniem jest wspomniana już wcześniej koncepcja wielu stanów stabilnych. Zakłada ona, iż niektóre biocenozy mogą posiadać kilka stanów, w których zachowują stabilność (Koppel i in. 2001, Usher 2001). Baker i Walford (1995) wskazują jednak na pewne niebezpieczeństwo związane z tą koncepcją. Polega ona na uzależnieniu wyboru pomiędzy możliwymi stanami środowiska od interesu ludzi, bez uwzględnienia potencjału danego terenu (por. Gerlée 2008b).

Przewoźniak (1991) rozumie stabilność jako odporność krajobrazu. Definiuje ją jako zdolność do zachowania struktury mimo oddziaływania przyrodniczych i antropogenicznych bodźców z otoczenia. Za miarę odporności uznaje tzw. czas

relaksacji, czyli czas, w którym krajobraz po zadziałaniu bodźców zewnętrznych powraca do stanu poprzedniego. Wprowadza również pojęcie potencjału samoregulacyjno-odpornościowego krajobrazu. Jest to zdolność krajobrazu do przeciwdziałania i neutralizacji zmian struktury materialnej i charakteru funkcjonowania, spowodowanych bodźcami przyrodniczymi i antropogenicznymi. Cytowany autor zwraca uwagę na fakt, iż zmiany zachodzące pod wpływem bodźców przyrodniczych są przejawem naturalnej dynamiki krajobrazu i jego ewolucji. Przeciwdziałanie tym zmianom jest wyłącznie przejawem interesów człowieka, a nie jego troski o środowisko (np. zapobieganie „niszczeniu” klifu w wyniku abrazji morskiej, będącej naturalnym procesem rozwoju brzegu).

Również w opracowaniu dotyczącym metodyki planowania przestrzennego na obszarach Natura 2000 poza pojęciem stabilności, pojawia się termin odporność. Kistowski i Pchalek (2009) przyjmują założenie, że stabilność środowiska¹ stanowi wyznacznik jego odporności. Postulują, aby ze względu na złożoność metodyki, ocena odporności środowiska przyrodniczego na antropopresję (oraz jego zdolności do regeneracji) koncentrowała się na siedliskach i gatunkach będących przedmiotem troski Wspólnoty Europejskiej, narażonych na skutki negatywnych oddziaływań.

Balon (2004, 2007) definiuje stabilność środowiska jako „stopień jego trwałości w warunkach niezmiennego otoczenia i zdolność powrotu do stanu zbliżonego do poprzedniego po zakończeniu oddziaływania zewnętrznych czynników zakłócających”. Za fundamentalną, z punktu widzenia badań stabilności, cechę środowiska uważa on podatność. Definiuje ją jako „łatwość ulegania przez środowisko różnorodnym bodźcom zewnętrznym”. Stosując tę definicję, traktuje podatność jako odwrotność stabilności. W tym rozumieniu obszary bardziej podatne łatwiej podlegają zmianom, a zatem cechują się mniejszą stabilnością. Cytowany autor rozróżnia podatność rzeczywistą od potencjalnej. Pierwsza z nich uwzględnia realną możliwość wystąpienia bodźca, druga zaś określana jest bez względu na to, czy dany bodziec może pojawić się w ekosystemie.

W przypadku stabilności, rozumianej jako odporność na zaburzenia zewnętrzne, należy również zdefiniować pojęcie zakłócenia. Balon (2007) zwraca uwagę na konieczność wyraźnego rozróżnienia pojęć: bodziec i zakłócenie. Pierwsze z nich

¹ Rozumiana jako „zdolność do jego trwania w niezmiennym stanie w warunkach braku istotnych bodźców antropogenicznych oraz zdolność powrotu środowiska do stanu oryginalnego po zakończeniu oddziaływania bodźców antropogenicznych – jeśli takie wystąpią” (Kistowski, Pchalek 2009)

oznacza samo oddziaływanie na geosystem, drugie zaś związane jest ze skutkami, jakie zaburzenie wywołuje. Bodźce to zewnętrzne oddziaływania, które mogą, ale nie muszą wywoływać pewne skutki. Zakłócenia to efekty niektórych bodźców.

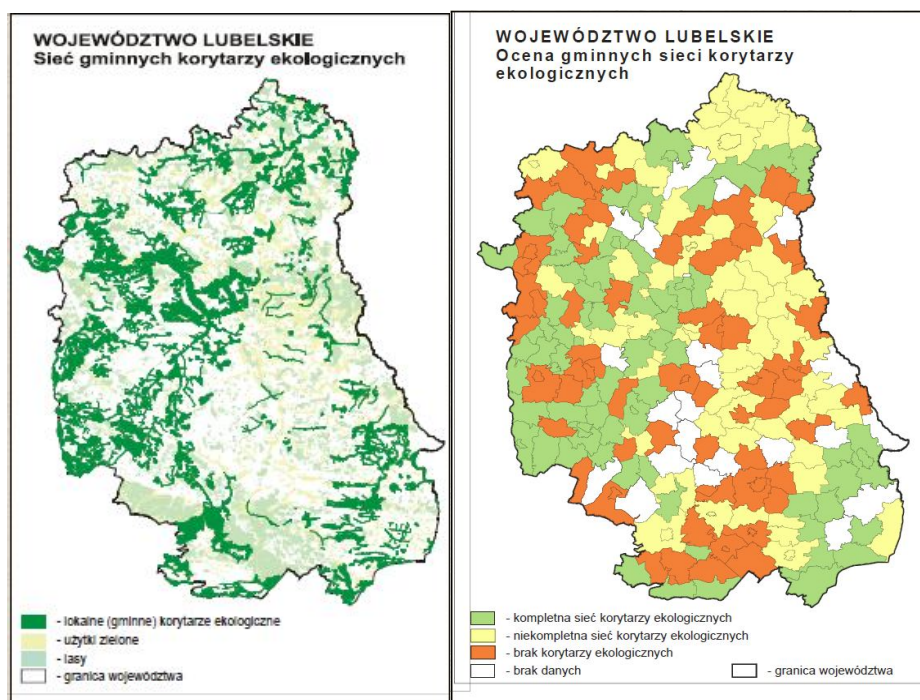
Przedstawione wyżej przykłady rozumienia terminu stabilność wskazują na dwie główne właściwości systemów z nią związane. Są nimi stałość oraz odporność. Mają one odzwierciedlenie również w definicji przyjętej w podręczniku ekologii krajobrazu autorstwa Richlinga i Solona (2002). Stabilność geosystemu (krajobrazu) jest w nim określona jako „trwałość w czasie, w warunkach niezmiennego otoczenia oraz jako zdolność do powrotu do stanu oryginalnego po zakończeniu oddziaływania czynników zakłócających”. Również anglojęzyczny Słownik Geografii Fizycznej (Thomas, Goudie 2000) jako pierwszy sposób rozumienia pojęcia stabilności podaje zdolność ekosystemu do utrzymania lub powrotu do stanu początkowego po naturalnym lub antropogenicznym zakłóceniu. Podobne rozumienie stabilności prezentują w swoich pracach także m.in. Hawkins i Selman (2002), Ricotta i in. (1998).

Jak przedstawiono wyżej, w ekologii krajobrazu pojęcie „stabilności” związane jest z różnymi właściwościami systemu. Zdaniem Richlinga (1976), poza stabilnością względem określonych bodźców można mówić także o stabilności ogólnej. Określa ona odporność lub stałość systemów przyrodniczych względem wszelkich oddziaływań. Tak rozumiane pojęcie obejmuje wiele właściwości systemów, z których Richling i Solon (2002) za najważniejsze uznają: ekwifinalność, stałość, bezwładność, odporność i elastyczność. Ekwifinalność polega na osiągnięciu tego samego stanu końcowego przy odmiennych warunkach początkowych rozwoju systemu. Stałość to inaczej niezmienność, czyli trwałość w określonym przedziale czasu. Bezwładność to opóźniona reakcja systemu na bodziec. Odporność to wartość progowa parametrów otoczenia, przy której system nie zmienia się lub jego zmiany są odwracalne. Elastyczność natomiast określa tempo i sposób powrotu systemu do stanu wyjściowego po ustaniu zakłócenia.

W niniejszej pracy stabilność korytarzy ekologicznych rozumiana jest jako stałość pełnionej przez nie funkcji migracyjnej, w szczególności umożliwienie migracji dużym ssakom, dla których sieć korytarzy została zaprojektowana. Zasadniczą rolę w migracji zwierząt odgrywa sposób użytkowania terenu. Zmiany użytkowania terenu w obrębie korytarzy będą zatem oceniane pod kątem wpływu, jaki wywierają na przydatność obszaru do pełnienia funkcji migracyjnej.

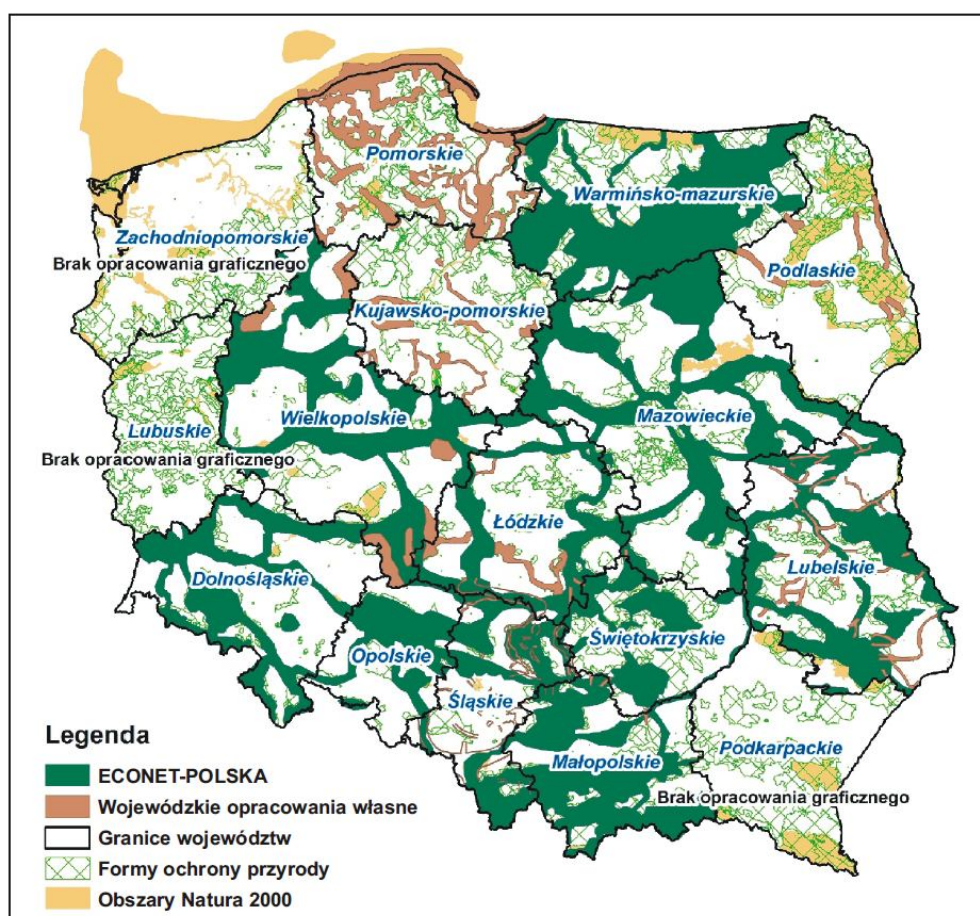
3. Teren badań

Wybierając przedmiot oraz skalę badań niniejszej pracy, przeanalizowano istniejące projekty korytarzy ekologicznych. Wadą projektów sieci korytarzy ekologicznych w obrębie gmin okazała się niejednorodność metodyki ich wyznaczania. Niespójność tę dobrze obrazuje zestawienie projektów sieci korytarzy w gminach województwa lubelskiego (Michalczuk 2009, Ryc. 8). Widać wyraźnie brak ciągłości korytarzy, spowodowany odmiennymi kryteriami wyznaczania, niekompletnością wyznaczonych sieci lub ich brakiem w poszczególnych gminach. Również dla części województw wyznaczono korytarze ekologiczne, jednak w każdym z nich stosując nieco inną metodykę (por. Parusel i in. 2009, Bryl 2009, Pępek 2009). Na tle pozostałych korzystnie wyróżnia się opracowanie wykonane dla województwa śląskiego. Wyznaczono tam korytarze dla poszczególnych grup zwierząt (ichtiologiczne, herpetologiczne, ornitologiczne, teriologiczne) oraz dodatkowo korytarze spójności między obszarami chronionymi. Podjęto również próbę wyznaczenia korytarzy wielofunkcyjnych (Ryc. 9). Tak kompleksowe podejście jest jednak jednostkowe, a ponadto nie ma formalnego umocowania w planie zagospodarowania województwa (podobnie jak i inne tego typu opracowania, np. dla województwa małopolskiego, por. Perzanowska i in. 2005).



Ryc. 8. Sieci korytarzy ekologicznych gmin województwa lubelskiego oraz ich ocena (źródło: Michalczuk 2009)

W związku z różnymi kryteriami wyznaczania sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach oraz jej brakiem w części z nich (Ryc. 10), jako materiał wyjściowy do dalszych analiz wybrano „Projekt korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000” autorstwa zespołu pod kierunkiem prof. Włodzimierza Jędrzejewskiego (Jędrzejewski i in. 2005). Opracowanie to obejmuje całą Polskę, a sieć korytarzy wyznaczona została przy pomocy jednolitych kryteriów. Projekt ten jest obecnie uznawany za najbardziej kompleksowy i poprawny metodologicznie model korytarzy ekologicznych w Polsce (Bernatek 2011).



Ryc. 10. Korytarze ekologiczne według rysunków zamieszczonych w planach zagospodarowania przestrzennego województw (źródło: Miłosz-Cielma i in. 2009)

Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000, wprowadzana na terytorium państw członkowskich Unii Europejskiej, jest systemem ochrony zagrożonych składników różnorodności biologicznej kontynentu europejskiego. Celem jej utworzenia jest zachowanie zarówno zagrożonych wyginięciem, jak i typowych w skali Europy siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt. Dyrektywa Siedliskowa nie określa sposobów ochrony poszczególnych siedlisk i gatunków, ale nakazuje zachowanie tzw.

właściwego stanu ich ochrony². Podstawą wyznaczania obszarów są jedynie kryteria naukowe. Sieć Natura 2000 składa się z dwóch typów obszarów. Są to:

- obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO),
- specjalne obszary ochrony siedlisk (SOO).

Podstawą prawną tworzenia sieci Natura 2000 jest dyrektywa Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 roku w sprawie ochrony dzikich ptaków oraz dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, które zostały transponowane do polskiego prawa, głównie do ustawy o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r.

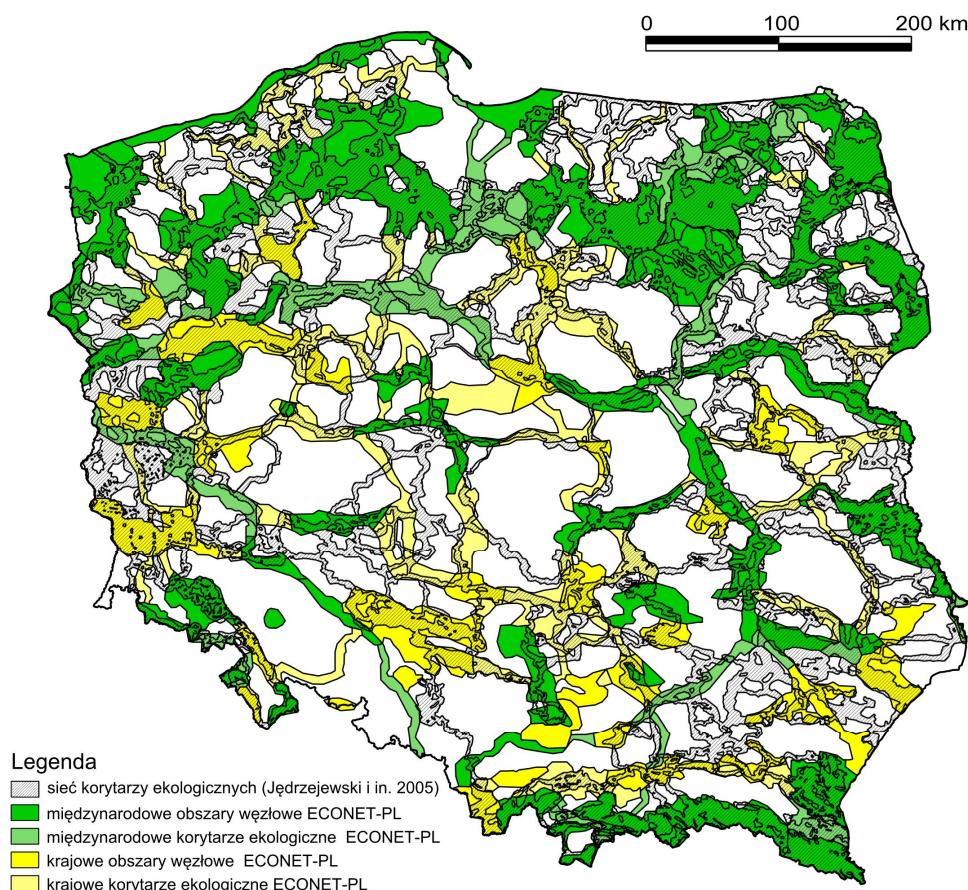
Warto zauważyć, że w przypadku sieci Natura 2000 słowo „sieć” jest pewnym nadużyciem. W rzeczywistości składa się ona z izolowanych obszarów, wyznaczanych za pomocą określonych kryteriów. Lepszym terminem w tym przypadku byłby zatem, stosowany często zamiennie, „system” obszarów Natura 2000. Powiązania jego elementów mogą być osiągnięte za pomocą wspomnianej wyżej sieci korytarzy ekologicznych.

Z zapisów Dyrektywy Siedliskowej, mówiących o konieczności zachowania spójności sieci Natura 2000, wynika bezpośrednio obowiązek ochrony korytarzy ekologicznych. Po transpozycji Dyrektywy Siedliskowej do polskiego prawa obowiązek ochrony korytarzy wynika również bezpośrednio z Ustawy o ochronie przyrody. Artykuł 33 ust. 1 stanowi, iż „zabrania się (...) podejmowania działań mogących (...) znacząco negatywnie oddziaływać na cele ochrony obszaru Natura 2000, w tym w szczególności (...) pogorszyć integralność obszaru Natura 2000 lub jego powiązania z innymi obszarami”. Konieczność ochrony korytarzy ekologicznych, będących takimi powiązaniami, potwierdza także zakres planu ochrony obszaru Natura 2000 (ustalony w art. 29 ust. 8 Ustawy o ochronie przyrody), który obejmuje m.in. (...) „określenie działań ochronnych dla utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu przedmiotów ochrony obszarów Natura 2000 (...)”. Działania te, w świetle art. 29 ust. 9 p. 2 tej samej ustawy, obejmują m.in. „utrzymanie korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000”. Powstanie projektu sieci korytarzy ekologicznych

² W odniesieniu do siedliska przyrodniczego oznacza to, że: (1) naturalny jego zasięg nie zmniejsza się; (2) zachowuje ono specyficzną strukturę i swoje funkcje ekologiczne; (3) stan zachowania typowych dla niego gatunków jest właściwy. W odniesieniu do gatunków właściwy stan ochrony oznacza natomiast, że: (1) zachowana zostaje liczebność populacji, gwarantująca jej utrzymanie się w biocenozie przez dłuższy czas; (2) naturalny zasięg gatunku nie zmniejsza się; (3) pozostaje zachowana wystarczająco duża powierzchnia siedliska gatunku (Europejska... 2004–2005).

Jędrzejewskiego i in. (2005) jest zatem konsekwencją wymogów prawnych związanych z zachowaniem spójności sieci³.

Przy ustalaniu przebiegu korytarzy ekologicznych w projekcie Jędrzejewskiego i in. (2005) uwzględniono wszystkie wcześniejsze projekty, w tym ECONET-PL (Liro 1995, 1998, Ryc. 11) oraz inne, związane z Naturą 2000 (Kiczyńska i Weigle 2003, Jędrzejewski i in. 2004).



Ryc. 11. Sieć korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000 na tle sieci ECONET-PL (źródło: oprac. własne na podstawie Jędrzejewski i in. 2005 oraz Liro 1995, 1998)

W przypadku wyznaczania sieci ECONET-PL, podstawę stanowiło ujęcie krajobrazowe. Istotne znaczenie miała analiza struktur i uwarunkowań przestrzennych układów ponadekosystemalnych. Analizowano elementy abiotyczne środowiska przyrodniczego (przede wszystkim geomorfologiczne i hydrologiczne), elementy biotyczne (szatę roślinną) oraz zespół czynników antropogenicznych (użytkowanie ziemi). Wyniki tych analiz, połączone z wynikami oceny różnorodności systemów

³ Wyczerpujące omówienie problemów interpretacji przepisów prawa polskiego oraz przepisów unijnych odnoszących się do ochrony korytarzy ekologicznych, m.in. w kontekście wyroków Europejskiego Trybunału Sprawiedliwości, znaleźć można w pracy Kistowskiego i Pchałka (2009).

ekologicznych, miały podstawowe znaczenie dla stwierdzenia, które obszary wymagają włączenia do sieci, jaka jest ich ranga i rodzaj powiązań funkcjonalnych. Przy wyznaczaniu sieci ECONET-PL zastosowano także ujęcie gatunkowe (choć w niewielkim stopniu). Wykonano analizy występowania gatunków zagrożonych w skali Polski i Europy, weryfikując w ten sposób kompletność wyznaczonej sieci, wynikającej z ujęcia krajobrazowego.

Jędrzejewski i in. (2005) zwrócili jednak uwagę na fakt, że kryteria przyjęte przez autorów projektu ECONET-Polska (Liro 1995, 1998) faworyzują ciek i zbiorniki wodne oraz obszary przyległe. Konsekwencją stanowi brak ciągłości środowisk umożliwiających migracje gatunków lądowych, przede wszystkim rzadkich gatunków leśnych.

Zaproponowany „Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce” (Jędrzejewski i in. 2005) obejmuje, zdaniem autorów, efektywne drogi migracji zwierząt i roślin w Polsce, które połączą ich populacje zlokalizowane za naszą wschodnią granicą z populacjami na zachód i południe od Polski.

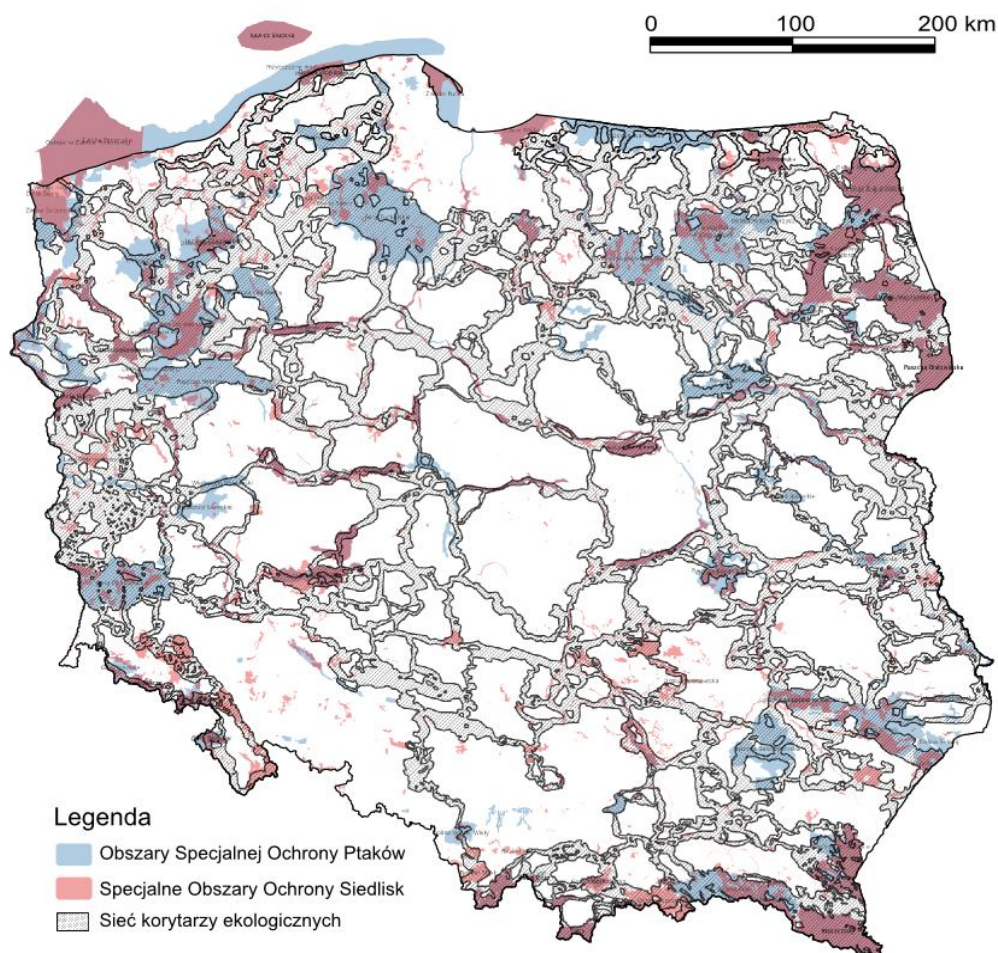
Głównym kryterium wyznaczenia przebiegu korytarzy w projekcie Jędrzejewskiego i in. (2005) była wysoka lesistość. Pozostałe kryteria to:

- brak barier o charakterze antropogenicznym;
- występowanie cieków, zbiorników wodnych i obszarów bagiennych;
- obecność obszarów chronionych;
- odpowiedni rodzaj użytkowania terenu na obszarach dzielących fragmenty lasu (preferowano łąki i nieużytki, które potencjalnie mogą być zalesione oraz tereny dające schronienie faunie i umożliwiające migracje, np. zakrzaczenia i zadrzewienia śródpolne);
- zasięg występowania gatunków wskaźnikowych oraz historyczne (udokumentowane lub zrekonstruowane) i obecne szlaki migracji gatunków wskaźnikowych, głównie wilków i rysi.

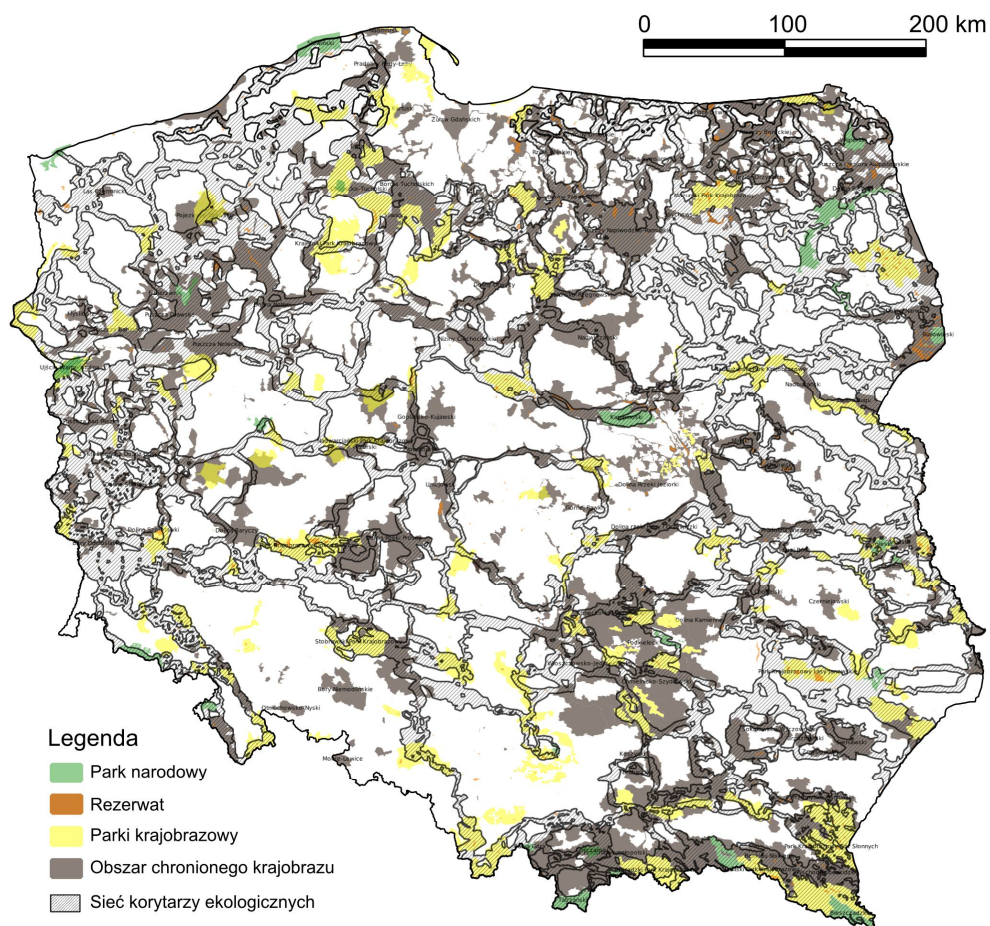
W granice sieci włączono większość obszarów prawnie chronionych oraz, w miarę możliwości, doliny rzeczne (o ile nie była w nich zlokalizowana zwarta zabudowa miejska). Wykorzystano również dostępne wyniki badań genetycznych (głównie populacji wilków w środkowej i wschodniej Europie) wskazujące, że

rekolonizacja zachodnich części naszego kraju przez wilki odbywa się z nizin północnej Polski, nie zaś z południa kraju.

Jędrzejewski i in. (2005) podkreślają, iż podczas tworzenia projektu sieci korytarzy ekologicznych największy nacisk położono na zapewnienie połączeń między najcenniejszymi obszarami przyrodniczymi Polski. Szczególne znaczenie miały tereny zasiedlone przez rzadkie lub zagrożone gatunki zwierząt, a jednocześnie wykazujące duży stopień fragmentacji i izolacji. Autorzy starali się unikać włączania do sieci terenów gęsto zaludnionych i zabudowanych, a jednocześnie – na obszarach silnie przekształconych – wykorzystać wszystkie istniejące jeszcze możliwości poprowadzenia korytarzy. Na terenach o bardziej naturalnym charakterze wybierali obszary, które wydawały się mieć największą szansę przetrwania (w tym szczególnie tereny objęte jakąś formą ochrony prawnej). Lasy i inne tereny cenne przyrodniczo, położone na drodze korytarzy ekologicznych, w całości włączono w ich granice. W sumie tylko około 18% powierzchni sieci nie jest objęta żadną ochroną prawną (Jędrzejewski i in. 2005) (por. Ryc. 12 i Ryc. 13).



Ryc. 12. Sieć korytarzy ekologicznych (Jędrzejewski i in. 2005) na tle obszarów Natura 2000 (źródło: Geoportal GDOŚ 2011)

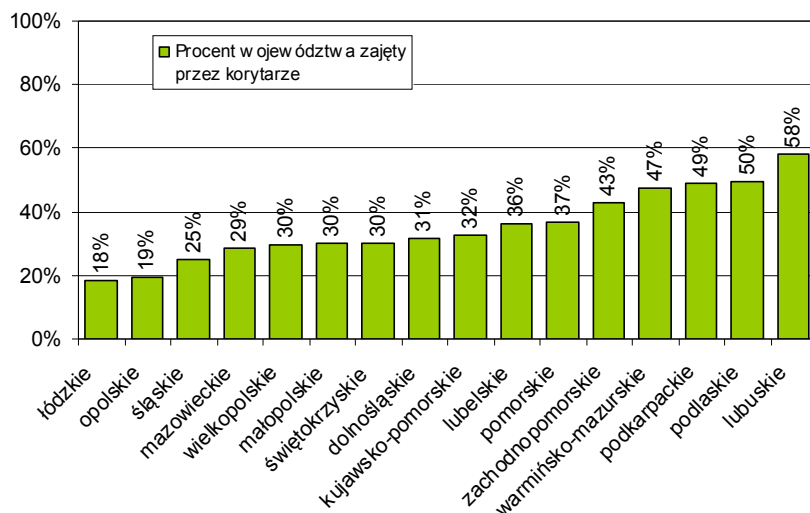


Ryc. 13. Sieć korytarzy ekologicznych (Jędrzejewski i in. 2005) na tle krajowej sieci obszarów chronionych (źródło: Geoportal GDOŚ, 2011)

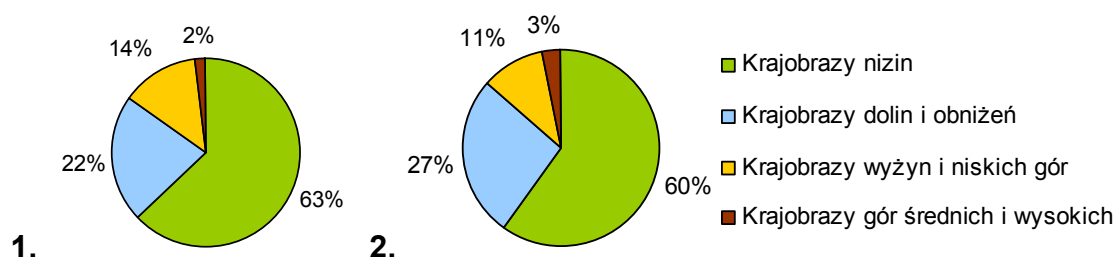
Sieć korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000 obejmuje 36% powierzchni Polski, jednak zajmowane przez nią udziały powierzchni różnią się w poszczególnych województwach (Ryc. 14). Najmniejsze udziały korytarze ekologiczne mają w województwie łódzkim i opolskim, największe zaś w podkarpackim, podlaskim i lubuskim.

W celu określenia, czy kryteria zastosowane przez Jędrzejewskiego i in. (2005) do wyznaczenia korytarzy migracyjnych umożliwiają jednocześnie odpowiednią ochronę krajobrazów Polski, na potrzeby niniejszej pracy wykonano analizę ich reprezentatywności krajobrazowej. Wykazano, iż udziały różnych klas krajobrazów w obrębie sieci korytarzy ekologicznych są zbliżone do ich udziałów w powierzchni kraju (por. Gerlée 2010a, Ryc. 15). Największa, choć nadal względnie nieduża, różnica występuje w przypadku krajobrazów dolin i obniżen – w obrębie sieci korytarzy ich udział jest o 5% większy niż w przypadku całego obszaru Polski.

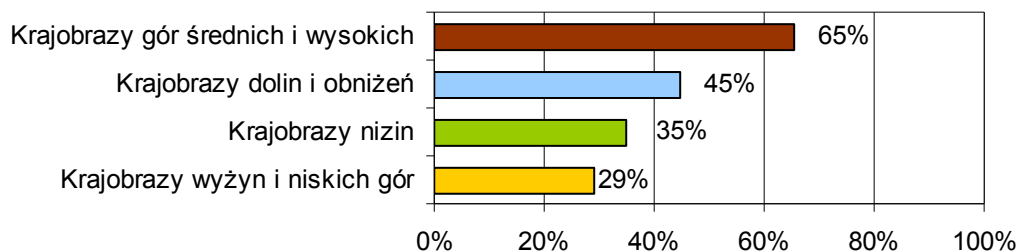
Do sieci korytarzy włączono 65% powierzchni krajobrazów gór średnich i wysokich, 45% powierzchni krajobrazów dolin i obniżeń, 35% powierzchni krajobrazów nizin oraz 29% powierzchni krajobrazów wyżyn i niskich gór (Ryc. 16).



Ryc. 14. Udziały powierzchni sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne na podstawie Jędrzejewski i in. 2005)



Ryc. 15. Udziały powierzchni poszczególnych klas krajobrazów w odniesieniu do powierzchni Polski (1) oraz w odniesieniu do powierzchni korytarzy ekologicznych (2) (źródło: Gerlée 2010a)

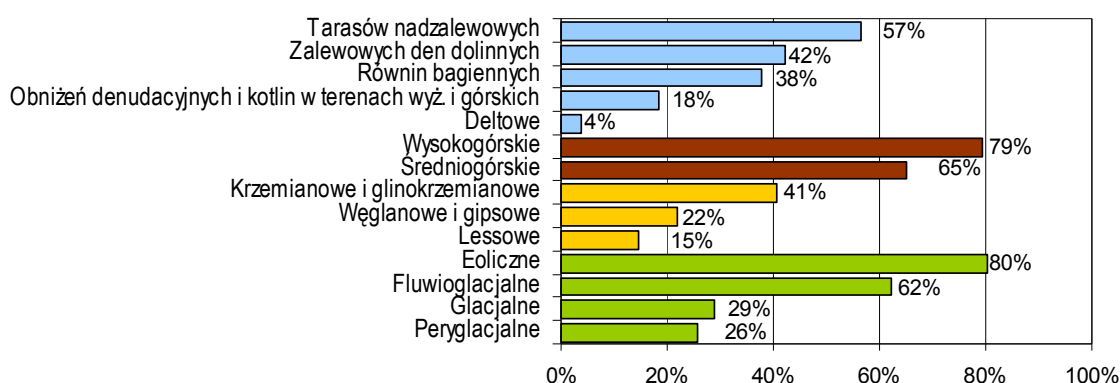


Ryc. 16. Udział powierzchni poszczególnych klas krajobrazów Polski, włączonych do analizowanej sieci korytarzy ekologicznych (źródło: Gerlée 2010a)

Wśród krajobrazów dolin i obniżeń najliczniej reprezentowane są typy krajobrazów związane z dolinami rzecznyymi, czyli tarasy nadzalewowe (57%) oraz zalewowe dna dolin (42%). Najmniejszy procent powierzchni włączony jest do sieci w przypadku krajobrazów deltowych. Związane jest to prawdopodobnie z żyznością tych terenów, a co za tym idzie – intensywnym ich wykorzystywaniem przez człowieka i niewielkim udziałem terenów o naturalnym lub półnaturalnym charakterze, mogących spełniać funkcje korytarzy migracyjnych.

Krajobrazy gór średnich i wysokich stanowią niewielki procent powierzchni kraju (niecałe 2%), jednak jako cenne przyrodniczo są włączone do sieci w przeważającej części. W przypadku krajobrazów wysokogórskich aż 79% ich powierzchni znajduje się w obrębie sieci, natomiast krajobrazów średniogórskich – 65% powierzchni. Podobna sytuacja występuje w przypadku krajobrazów nizin rodzaju eolicznego (wydmy). Stanowią one niecały 1% powierzchni kraju, jednak aż 80% z nich włączona jest do sieci ekologicznej. Tak jak w poprzednim przypadku, są to obszary o dużych wartościach przyrodniczych, często objęte ochroną w postaci obszarów Natura 2000 lub innymi formami prawnej ochrony. Ponadto, ze względu na występowanie słabych gleb, nie są one wykorzystywane rolniczo.

Wśród wyżyn i niskich gór największy udział powierzchni włączonej do sieci mają krajobrazy krzemianowe i gipsowe (41%). Jest to związane z objęciem siecią znacznej części obszaru pogórzy. Procentową reprezentację poszczególnych rodzajów krajobrazów przedstawiono na Ryc. 17, natomiast zbiorcze wyniki w Tab. 3.



Ryc. 17. Udział powierzchni poszczególnych rodzajów krajobrazów Polski, włączonych do analizowanej sieci korytarzy ekologicznych (źródło: Gerlée 2010a). Kolorem niebieskim zaznaczono krajobrazy dolin i obniżeń, brązowym – krajobrazy gór średnich i wysokich, żółtym – krajobrazy wyżyn i niskich gór, zielonym – krajobrazy nizin

Zwraca uwagę fakt, że krajobrazy rzadkie i cenne, zajmujące niewielki odsetek powierzchni kraju, są włączone do sieci w znacznym stopniu, natomiast krajobrazy bardziej powszechne, mniej cenne przyrodniczo są objęte siecią w mniejszym stopniu.

Wykonane analizy pozwalają stwierdzić, iż kryteria przyjęte przez Jędrzejewskiego i in. autorów projektu pozwalają na właściwą ochronę różnorodności krajobrazów Polski. Ochrona szlaków migracji dużych ssaków umożliwia zatem zachowanie najcenniejszych obszarów w obrębie poszczególnych typów krajobrazów. Są to fragmenty o naturalnym charakterze – głównie ekosystemy leśne, a także obszary pokryte roślinnością seminaturalną (łąki, nieużytki) oraz ekstensywnie użytkowane tereny rolne (Gerlée 2010a).

Tab. 3. Występowania poszczególnych rodzajów krajobrazu w sieci korytarzy ekologicznych oraz w Polsce (źródło: Gerlée 2010a)

Klasy i rodzaje krajobrazów		symbol	Udziały poszczególnych rodzajów krajobrazu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych	Udziały poszczególnych rodzajów krajobrazu w obrębie Polski	Procent poszczególnych rodzajów krajobrazu włączony do sieci korytarzy ekologicznych
krajobrazy nizin	glacjalne	1.1	16%	21%	29%
	perylacjalne	1.2	19%	28%	26%
	fluwioglacjalne	1.3	22%	13%	62%
	eoliczne	1.4	1%	1%	80%
krajobrazy wyżyn i niskich gór	lessowe – eoliczne	2.1	1%	3 %	15%
	węglanowe i gipsowe	2.2	2%	4%	22%
	krzemianowe i glinokrzemianowe	2.3	7%	6%	41%
krajobrazy gór średnich i wysokich	średniogórskie	3.1	3%	2%	65%
	wysokogórskie	3.2	< 1%	< 1%	79%
krajobrazy dolin i obniżeń	zalewowych den dolinnych	4.1	16%	14%	42%
	tarasów nadzalewowych	4.2	10%	6%	57%
	deltowe	4.3	< 1%	1%	4%
	równin bagiennych	4.4	1%	1%	38%
	obniżeń denudacyjnych i kotlin w terenach wyżynnych i górskich	4.5	< 1%	< 1%	18%

Specyficzną cechą projektu sieci korytarzy ekologicznych autorstwa Jędrzejewskiego i in. (2005) jest jej wielopoziomowość. W przeciwieństwie do wcześniejszego projektu ECONET-PL (Liro 1995, 1998), nie wskazano obszarów stanowiących „obszary węzłowe” oraz łączących je „korytarzy” (por. Ryc. 11). W zależności od skali, określony obszar może być zarówno częścią korytarza

ekologicznego, jak i lokalnym „węzłem”. Sieć składa się zatem niejako z samych korytarzy, obejmujących również obszary, które zgodnie z nomenklaturą Formana (1983) można by nazwać płatami. Układ taki wydaje się być bliski modelowi wieloskalowemu, wymienianemu przez Solona (2004) jako jeden z modeli opisujących spójność krajobrazu. Uwzględnia on różne zakresy penetracji przestrzennej organizmów i ujmuje spójność krajobrazu jako hierarchię sieci połączeń. Stosowali go w badaniach między innymi Keitt i in (1997). Model ten zakłada, iż w zależności od rozpatrywanej skali (albo od zasięgu migracji danego gatunku) pewne obszary mogą funkcjonować albo jako płaty, albo jako elementy korytarza ekologicznego. Zatem obszary będące płatami w skali lokalnej są jednocześnie fragmentami korytarza w skali regionalnej. Podobna zależność dotyczy skal regionalnej, ponadregionalnej oraz kontynentalnej.

Wybrany do dalszych analiz projekt korytarzy ekologicznych jest najnowszym, wykonanym dla całej Polski, opracowaniem uwzględniającym znaczną część wyznaczonych obszarów Natura 2000⁴ (por. Ryc. 12). Należy jednocześnie podkreślić, iż są to korytarze głównie dla dużych ssaków; przy wyznaczaniu przebiegu sieci analizowano szlaki migracji i preferencje środowiskowe sześciu gatunków dużych ssaków (żubr, łoś, jeleń, niedźwiedź, wilk, ryś). Nie można więc stwierdzić, że korytarze te mają charakter w pełni kompleksowy. Jednak wybrane gatunki są „parasolowe”, co oznacza, że poprzez ochronę szlaków ich migracji chronione są również szlaki migracji oraz siedliska wielu innych gatunków⁵.

Bardzo ważną zaletą projektu Jędrzejewskiego (2005) jest to, iż został wykonany za pomocą jednolitej metodyki dla obszaru całej Polski oraz uwzględnia nową formę ochrony, jaką są obszary Natura 2000. Omówione wyżej cechy tej sieci wpłynęły na decyzję o jej wyborze jako obszaru badań niniejszej pracy.

⁴ Autorzy włączyli do sieci korytarzy obszary Natura 2000 proponowane w roku 2005, a także obszary innych form ochrony wynikających z prawa krajowego.

⁵ Jędrzejewski i in. (2005) w swoim opracowaniu (w zał. 4) podają przykłady gatunków z różnych grup kręgowców, które mogą korzystać z wyznaczonych dla gatunków „parasolowych” korytarzy ekologicznych.

4. Chorostruktura terytorialna (horyzontalna)

4.1. Metody i wskaźniki

Podstawową metodą określania chorostruktury terytorialnej jest obliczanie wskaźników, nazywanych metrykami krajobrazowymi. Solon (2007) proponuje ich podział według cechy wykorzystywanej przy obliczeniach. Są to następujące grupy wskaźników:

- metryki powierzchni i granic płatów – wartość liczbowa wskaźników tej grupy jest uzależniona od skali opracowania (rozdzielczości mapy); utrudnia to porównania map wykonanych w różnych skalach oraz obrazów i zdjęć lotniczych o różnej rozdzielczości;
- metryki kształtu – opisują geometrię płatów; wykorzystuje się je przy ocenie stopnia złożoności różnych typów płatów;
- metryki wielkości rdzenia (wnętrza) płatu – służą do określenia powierzchni niepodlegającej wpływom strefy brzeżnej; oblicza się je, odejmując od powierzchni całkowitej płatu tzw. powierzchnię buforową o szerokości ustalonej przez badacza (szerokość ta może być różna w zależności od rozpatrywanego zagadnienia);
- metryki izolacji – określają odległości między płatami takiego samego typu (lub typów zbliżonych pod względem ekologicznym); podstawową miarą jest odległość do najbliższego sąsiada tego samego typu;
- metryki różnorodności – informują o bogactwie i równomierności udziałów poszczególnych typów układów przestrzennych, nie uwzględniając jednak ich jakości (rzadkości, zagrożenia, przydatności etc.). Najczęściej stosowane wśród metryk różnorodności są wskaźnik Shannona i wskaźnik Simpsona;
- metryki przylegania – wykorzystują informacje o graniczeniu ze sobą płatów różnych typów. Do grupy tej należą m.in. wskaźnik zwartości (*contagion index*) i wskaźnik perforacji (*lacunarity index*) stosowane do analiz map rastrowych oraz wskaźnik zróżnicowania granic (*Interspersion and Juxtaposition Index*), stosowany do map wektorowych;

- metryki podziału – wskaźniki te, zaproponowane przez Jaegera (2000), określają stopień, w jakim dany typ płatu jest rozdrobniony na poszczególne płaty, np. wskaźnik spójności (*coherence*), wskaźnik rozdziału krajobrazu (*landscape division index*), wskaźnik podziału (*splitting index*);
- metryki połączeń – służą do określania funkcjonalnej łączności między płatami. Może być ona określana m.in. na podstawie przylegania (graniczenia) określonych typów płatów, odległości granicznej między płatami tego samego typu, funkcji odległości określającej prawdopodobieństwo udanego przemieszczenia się organizmów, np. wskaźnik stopnia połączenia (*connectance index*), indykator spójności krajobrazu (*landscape cohesion index*);
- metryki kontrastu – pozwalają określić względną różnicę między płatami; przed wyliczeniem wskaźników konieczne jest stworzenie macierzy opisującej stopień różnicy (kontrast) między wszystkimi typami płatów. Najprostsza metryka ma postać ważonego przez stopień kontrastu wskaźnika gęstości granic.

Inny podział metryk krajobrazowych zaproponowali McGarigal i in. (2002). Wyróżnili oni trzy grupy wskaźników odnoszących się do:

- pojedynczych płatów (*patch metrics*),
- klas płatów (*class metrics*),
- mozaiki krajobrazowej (*landscape metrics*).

Pietrzak (2007) zwraca uwagę, że duże możliwości oprogramowania GIS (np. FRAGSTAT, PatchAnalyst), wykorzystywanego do obliczania wskaźników, nie zawsze idą w parze z możliwościami sensownej interpretacji wyników. Przytacza prace, w których wykazano, że do opisu głównych właściwości strukturalnych krajobrazu wystarczy zastosowanie zaledwie 5 do 8 metryk krajobrazowych. Podobne zdanie już przed laty wyrażał Armand (1980, s.61–62), cytując Haggetta (1969), przestrzegającego przed niebezpieczeństwami komputeryzacji polegającymi na „łatwej możliwości przerabiania masy niezrozumiałych liczb w drugą masę niezrozumiałych liczb”.

Riitters i in. (1995 cyt. za Pietrzak 2007) wskazują, że najmniej skorelowane i najlepiej opisujące zmienność krajobrazu są następujące wskaźniki: średni stosunek obwodu do powierzchni płatu, wskaźnik kształtu płatów, wymiar fraktalny płatów,

wielkość największego płatu, liczba typów płatów i ogólna liczba płatów. Natomiast Griffith i in. (2000 cyt. za Pietrzak 2007) za optymalny zestaw miar uznali: wskaźnik różnorodności Simpsona, ważony średni wymiar fraktalny płatu, wskaźnik zróżnicowania granic (sensu Solon 2002) i wielkość największego płatu. Pietrzak (1985, 1987 cyt. za Pietrzak 2007) wśród wskaźników wielkości za najważniejsze uznał: obwód (długość granic) i dłuższą oś jednostki. Zdaniem tego autora, kształt jednostek najlepiej opisują miernik kolistości (Mc) i wskaźnik zwartości (EO). Zagadnieniem wyboru wskaźników oraz związanych z nimi trudności metodycznych zajmowali się także Kot i Leśniak (2006). Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzili oni, iż georóżnorodność obszaru najlepiej charakteryzują trzy proste charakterystyki: liczba typów (Lt), liczba jednostek (Lj) oraz wzajemne ich ułożenie, wyrażone np. macierzą krotności koincydencji (Mkr). Natomiast Eiden i in. (2000) uznali pięć metryk za wystarczające do określenia zróżnicowania krajobrazu. Dla obszaru Europy (w szczególności Unii Europejskiej) wszystkie je oblicza się na podstawie bazy danych CORINE Land Cover. Są to: liczba klas pokrycia terenu (NC), gęstość płatów (PD), wskaźnik rozczłonkowania (ED), wskaźnik Shannona ($SHDI$) i wskaźnik zróżnicowania granic (IJI).

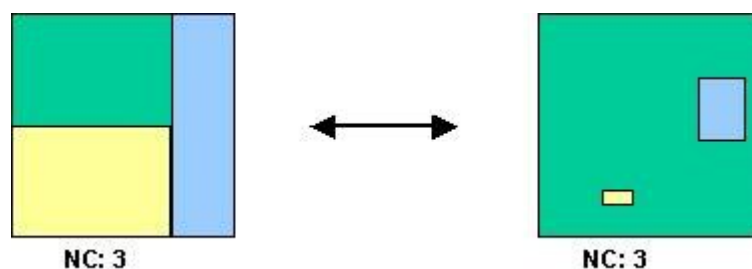
W niniejszej pracy do analizy chorostruktury terytorialnej wybrano ostatni z wymienionych zestawów wskaźników, ze względu na duży materiał porównawczy (dane dla różnych krajów Unii Europejskiej). Wzory i opisy wskaźników przytoczono za McGarigal i in. (2002).

1) **Liczba klas pokrycia terenu (*Number of Classes* – NC)**. Jest to prosty wskaźnik różnorodności, informujący o liczbie typów pokrycia terenu. Musi być rozpatrywany wspólnie z innymi wskaźnikami, gdyż nie uwzględnia powierzchni zajętych przez poszczególne klasy ani kształtu płatów (Ryc. 18). Wskaźnik wyraża się wzorem:

$$NC = m, \quad NC > 0$$

gdzie:

m – liczba klas pokrycia terenu na analizowanym obszarze



Ryc. 18. Przykładowy układ płatów w krajobrazie o takiej samej wartości wskaźnika NC (źródło: Eiden i in. 2000)

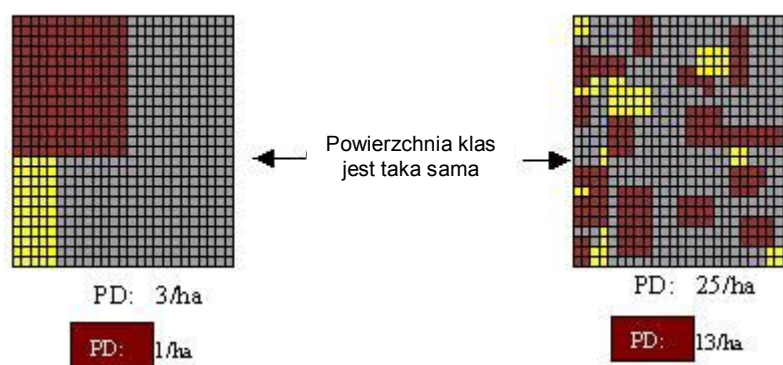
2) **Gęstość (*Patch Density – PD*)**. Jest to iloraz liczby płatów w krajobrazie i całkowitej analizowanej powierzchni wyrażonej w m². Warto podkreślić, że wartość wskaźnika uzależniona jest od minimalnej wielkości płatów, wynikającej ze szczegółowości danych wyjściowych (wielkości ziarna). Wskaźnik ukazuje rozdrobnienie płatów w krajobrazie. Eiden i in. (2000) proponują podawanie wartości w przeliczeniu na 1 ha (Ryc. 19), natomiast McGarigal i in. (2002) – w przeliczeniu na 100 ha. Wskaźnik wyraża się wzorem (za McGarigal i in. 2002):

$$PD = \frac{N}{A}(10000)(100), \quad PD > 0$$

gdzie:

N – całkowita liczba płatów w krajobrazie

A – całkowita powierzchnia krajobrazu (m²)



Ryc. 19. Przykładowy rozkład płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika PD (źródło: Eiden i in. 2000)

3) **Wskaźnik rozczłonkowania (*Edge Density – ED*)**. Jest to suma długości (w metrach) wszystkich krawędzi płatów w krajobrazie podzielona przez całkowitą powierzchnię obszaru (w m²). Aby uzyskać wyniki w metrach na hektar, wynik mnożony jest przez 10000. Wskaźnik nie bierze pod uwagę granicy

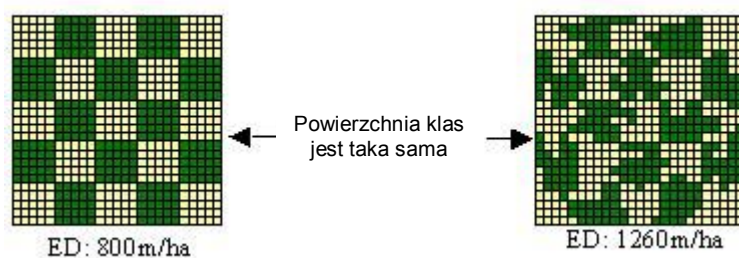
obszaru analizy, a jedynie granice między płatami w jego obrębie. Pokazuje stopień skomplikowania granic płatów w krajobrazie (Ryc. 20). Wyraża się wzorem:

$$ED = \frac{E}{A}(10000), \quad ED \geq 0$$

gdzie:

E – całkowita długość granic w krajobrazie (m)

A – całkowita powierzchnia badanego krajobrazu (m²)



Ryc. 20. Przykładowy kształt płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika ED (źródło: Eiden i in. 2000)

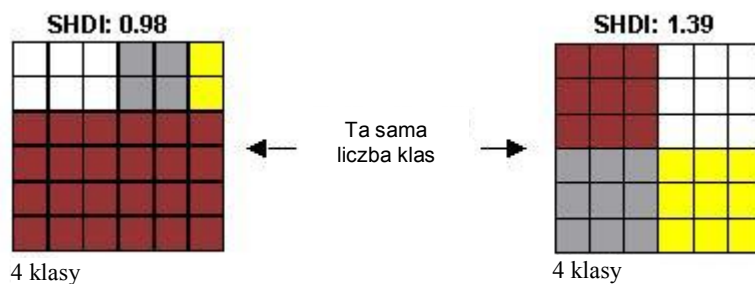
4) Wskaźnik Shannona (*Shannon's Diversity Index – SHDI*). Wskaźnik jest miarą zróżnicowania (entropii) krajobrazu. Stosowany jest już od lat 60-tych (Richling 1992, s.206). Wyraża się wzorem:

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i), \quad SHDI \geq 0$$

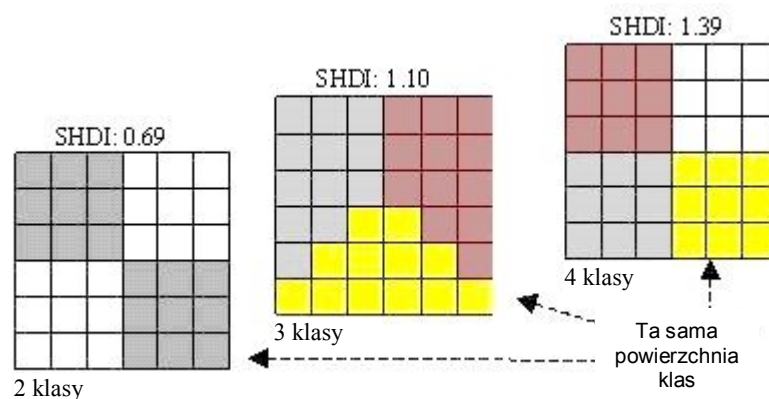
gdzie:

P_i = udział powierzchni danej klasy (i) w całości powierzchni krajobrazu.

Wartość wskaźnika jest najwyższa przy danej liczbie klas, gdy ich udziały powierzchniowe są równe (Ryc. 21). Rośnie również wraz ze wzrostem liczby klas przy równych udziałach powierzchniowych (Ryc. 22).



Ryc. 21. Przykładowe wielkości płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika SHDI (źródło: Eiden i in. 2000)



Ryc. 22. Wartości wskaźnika SHDI przy różnej liczbie klas o równym rozkładzie powierzchni. (źródło: Eiden i in. 2000)

5) Wskaźnik zróżnicowania granic (*Interspersion and Juxtaposition Index – IJI*). Nazwę wskaźnika podano za Solonem (2002). Stosowana jest również nazwa: wskaźnik sąsiedztwa (por. Bielecka 2007). Miara ta określa rozproszenie krajobrazu i uwzględnia strukturę przestrzenną pokrycia terenu. Wysokie wartości wskaźnika wskazują, że prawie każda klasa pokrycia terenu graniczy z pozostałymi klasami. Natomiast niskie wartości charakteryzują obszar, na którym poszczególne klasy pokrycia terenu graniczą tylko z nielicznymi klasami (Ryc. 23). Wskaźnik wyraża się wzorem:

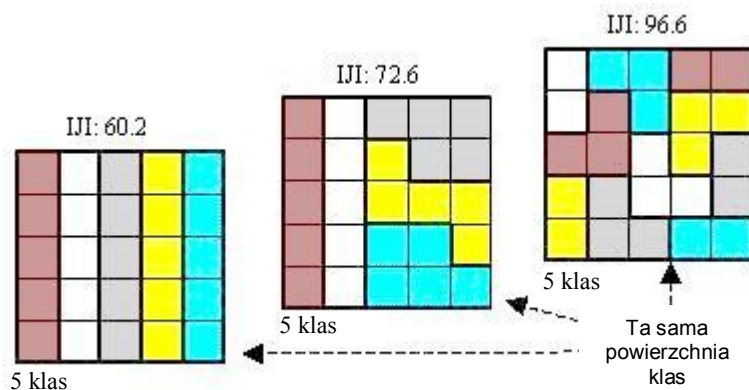
$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) * \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0,5[m(m-1)])} (100), \quad 0 < IJI \leq 100$$

gdzie:

e_{ik} – całkowita długość (m) granicy między klasami i oraz k

E – całkowita długość (m) granic w krajobrazie

m – liczba klas pokrycia terenu na analizowanym obszarze



Ryc. 23. Wartości wskaźnika IJI przy różnym układzie płatów o tej samej powierzchni (źródło: Eiden i in. 2000)

Tab. 4. Reklasyfikacje bazy danych CORINE Land Cover wg. Eidena i in. (2000) oraz reklasyfikacja autorska (źródło: oprac. własne na podstawie CLC oraz Eiden i in. 2000). W nawiasach podano kody z bazy CORINE Land Cover dla poszczególnych poziomów. Uwzględniono tylko wydzielenia występujące na obszarze Polski

Klasyfikacja CORINE Land Cover			Reklasyfikacja Eidena i in. (2000)		Reklasyfikacja autorska	
poziom pierwszy	poziom drugi	poziom trzeci	nazwa	kody	nazwa	kody
Tereny antropogeniczne (1)	Strefy zurbanizowane (11)	Zabudowa miejska zwarta (111)	Tereny antropogeniczne	1	Tereny silnie przekształcone antropogeniczne	1
		Zabudowa miejska luźna (112)				
	Strefy przemysłowe, handlowe i komunikacyjne (12)	Tereny przemysłowe lub handlowe (121)				
		Tereny komunikacyjne i związane z komunikacją drogową i kolejową (122)				
		Porty (123)				
		Lotniska (124)				
	Kopalnie, wyrobiska i budowy (13)	Miejsca eksploatacji odkrywkowej (131)				
		Zwałowiska i hałdy (132)				
		Budowy (133)				
	Miejskie tereny zielone (14)	Tereny zielone (141)				
		Tereny sportowe i wypoczynkowe (142)				
Tereny rolne (2)	Grunty orne (21)	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (211)	Grunty orne	2	Grunty orne	2
	Uprawy trwałe (22)	Sady i plantacje (222)	Uprawy trwałe	3	Sady i plantacje	3
	Łąki i pastwiska (23)	Łąki, pastwiska (231)	Łąki i pastwiska	4	Łąki i pastwiska	4
	Obszary upraw mieszanych (24)	Złożone systemy upraw i działek (242)	Strefy upraw mieszanych	5	Złożone systemy upraw i działek	5
		Tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej (243)			Rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej	6
Lasy i ekosystemy seminaturalne (3)	Lasy (31)	Lasy liściaste (311)	Lasy	6	Lasy	7
		Lasy iglaste (312)				
		Lasy mieszane (313)				
	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej (32)	Murawy i pastwiska naturalne (321)	Roślinność naturalna	7	Murawy i pastwiska naturalne	8
		Wrzosowiska i zakrzaczenia (322)			Lasy w stanie zmian i roślinność krzewiasta	9
		Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian (324)				
	Tereny otwarte, pozbawione roślinności lub o rzadkim pokryciu roślinnym (33)	Plaże, wydmy, piaski (331)	Powierzchnie mineralne	8	Tereny otwarte z niewielkim udziałem roślinności	10
		Odślonięte skały (332)				
		Roślinność rozproszona (333)				
		Pogorzeliska (334)				
Strefy pod-mokle (4)	Śródlądowe strefy podmokłe (41)	Bagna śródlądowe (411)	Roślinność naturalna	7	Bagna śródlądowe i torfowiska	11
		Torfowiska (412)				
Tereny wodne (5)	Wody kontynentalne (51)	Cieki (511)	Wody	9	Wody	12
		Zbiorniki wodne (512)				
	Wody morskie (52)	Morze i ocean (521)				

Przed obliczeniem opisanych wyżej wskaźników dokonano reklasyfikacji bazy danych CORINE Land Cover. Zabieg ten miał na celu połączenie poszczególnych klas pokrycia terenu w większe grupy. Pierwszą reklasyfikację wykonano zgodnie

z zaleceniami Eidena i in. (2000), którzy zaproponowali podział na 9 klas. Następnie przeprowadzono drugą, autorską reklasyfikację, uwzględniającą specyfikę przydatności pokrycia terenu do migracji dużych ssaków. Wyróżniono trzy dodatkowe kategorie, istotne ze względu na zróżnicowanie przydatności obszaru do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego (Tab. 4).

Przygotowanie bazy danych do obliczeń wskaźników chorostruktury terytorialnej przebiegało następująco:

- wprowadzono dwie reklasyfikacje legendy CORINE Land Cover (Eidena i in. 2000 oraz autorskiej) do dwóch baz danych dla obszaru Polski – CORINE Land Cover 2000 oraz 2006 (CLC 2000 i CLC 2006);
- przecięto otrzymane warstwy z warstwą sieci korytarzy ekologicznych oraz z warstwą zawierającą granice województw;
- usunięto z bazy obiekty o powierzchni poniżej 10000 m². Wartość ta wynika z minimalnej szerokości kartowanych obiektów, która wynosi 100 m. Uznano, iż obiekty o powierzchni mniejszej niż 100 x 100 m (powstałe w wyniku przecięcia warstw) mogą wpływać na wartości niektórych wskaźników.

Następnie obliczono powierzchnie oraz długości granic (w tym granic wspólnych) poszczególnych wydzieleń. Na podstawie uzyskanych danych obliczono wartości wskaźników, osobno dla korytarzy oraz obszaru poza korytarzami w każdym z województw, dla bazy CLC2000 oraz CLC2006. Porównując wartości wskaźników dla roku 2000 oraz 2006 stwierdzono, iż różnice są na tyle niewielkie, że wystarczające będzie przedstawienie wyników uzyskanych na podstawie danych z roku 2006. Dla każdego ze wskaźników w każdym z województw obliczono różnicę wartości wskaźnika (R_w) między siecią korytarzy a obszarem poza nią.

$$R_w = W_{kor} - W_{poza}$$

gdzie:

R_w – różnica wartości wskaźnika

W_{kor} – wartość wskaźnika w obrębie sieci korytarzy

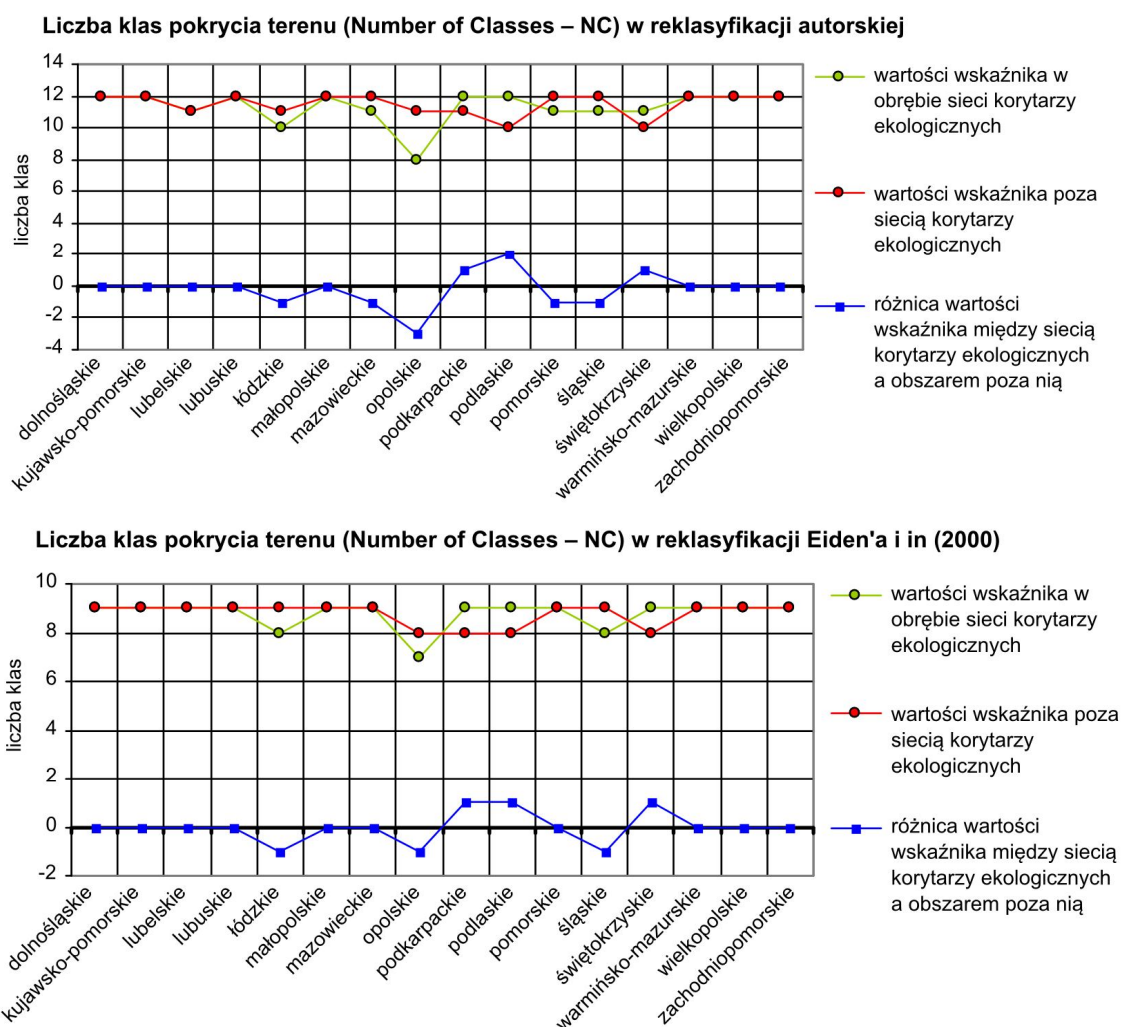
W_{poza} – wartość wskaźnika poza siecią korytarzy

Wartość różnicy ujemna oznacza, że poza siecią korytarzy wartość wskaźnika jest wyższa, dodatnia zaś – że niższa.

4.2. Wyniki

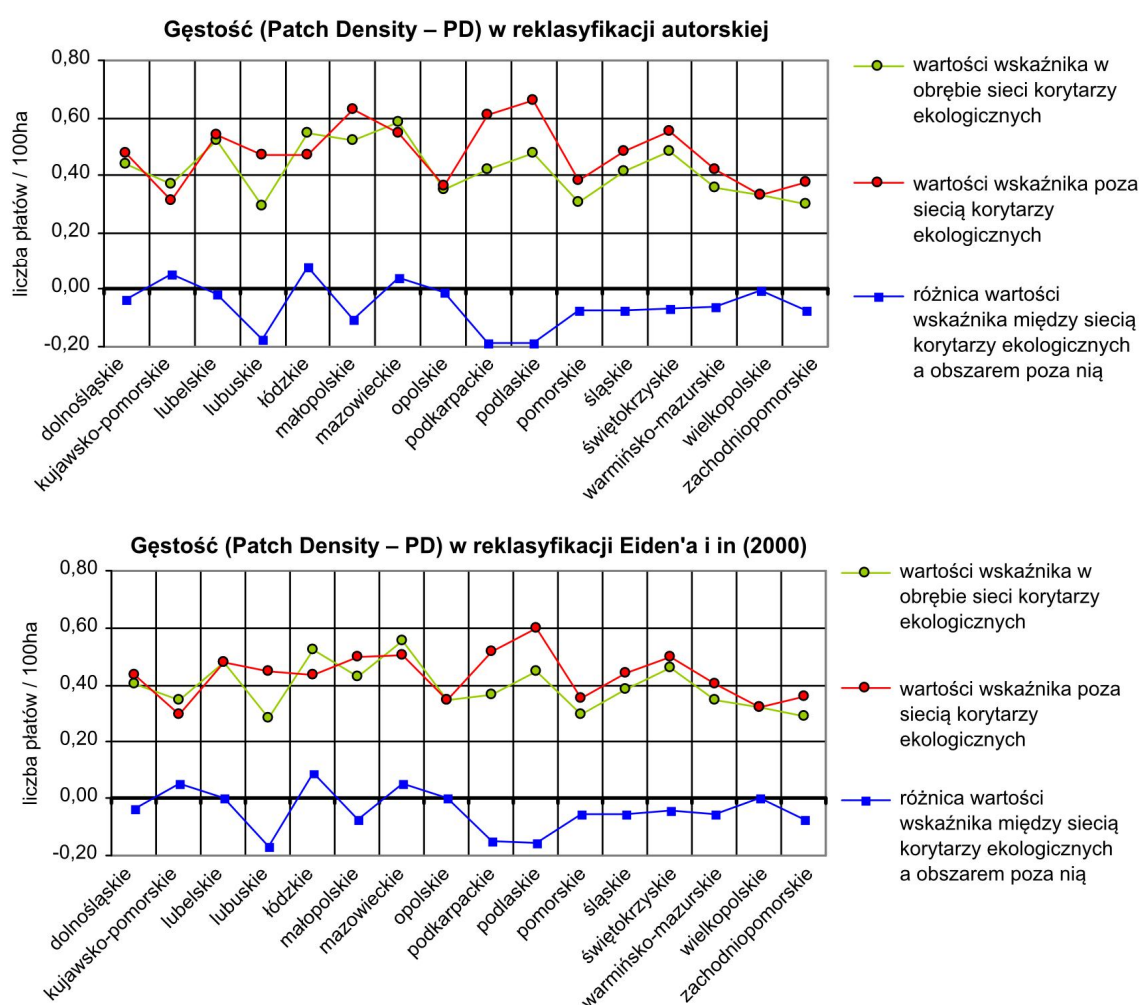
Wartości wskaźników struktury pokrycia terenu uzyskane przy zastosowaniu dwóch reklasyfikacji bazy danych CORINE można uznać za podobne (Ryc. 24, Ryc. 25, Ryc. 26, Ryc. 28). Pewien wyjątek stanowi tu wskaźnik Shannona (Ryc. 27). Poniżej przedstawiono wyniki obliczeń wszystkich wskaźników. W celu zwiększenia czytelności na rycinach 24–28 nadano im formę wykresów liniowych.

Liczba klas pokrycia terenu, w obu zastosowanych reklasyfikacjach, najniższa była w obrębie sieci korytarzy ekologicznych województwa opolskiego (Ryc. 24). W województwach podkarpackim, podlaskim oraz świętokrzyskim większa liczba klas pokrycia terenu wystąpiła w obrębie sieci korytarzy ekologicznych niż poza nią. Sytuacja odwrotna wystąpiła w województwach łódzkim, opolskim, pomorskim i śląskim oraz – w przypadku klasyfikacji autorskiej – także mazowieckim.



Ryc. 24. Wartości wskaźnika NC (liczba klas pokrycia terenu) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch reklasyfikacji bazy danych CORINE (źródło: oprac. własne)

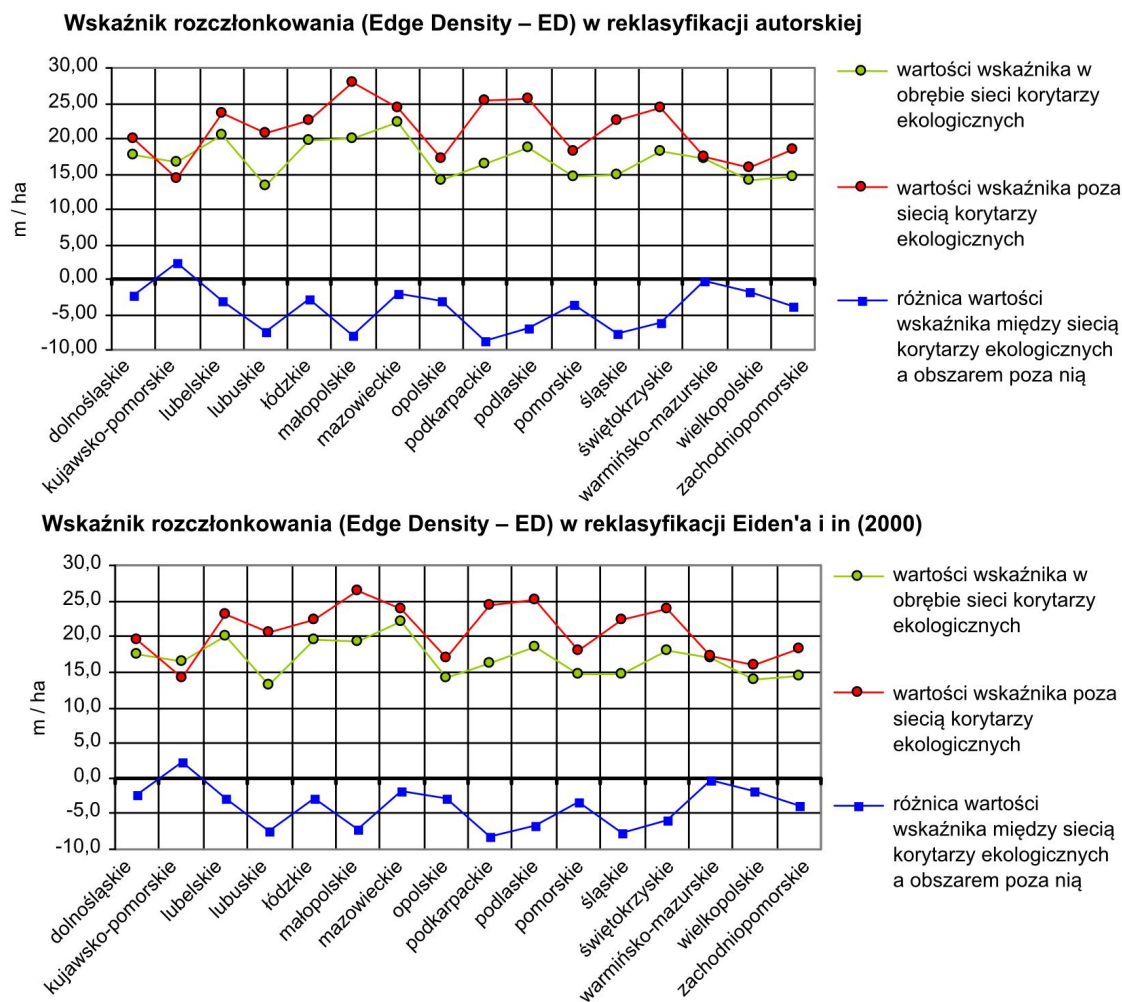
Największe różnice wartości wskaźnika PD (gęstości płatów) zanotowano w województwie lubuskim, podkarpackim oraz podlaskim. W większości województw wartość wskaźnika jest wyższa dla obszaru poza siecią korytarzy ekologicznych, niż w jej obrębie (Ryc. 25). Tylko w województwach: kujawsko-pomorskim, łódzkim i mazowieckim liczba płatów na 100 ha jest wyższa w obrębie sieci korytarzy ekologicznych niż poza nią. Największe różnice wartości wskaźnika między reklasyfikacją autorską a reklasyfikacją Eidena i in. (2000) wystąpiły w przypadku województwa małopolskiego (poza siecią korytarzy różnica wynosiła 0,13, a w jej obrębie – 0,09) oraz poza siecią korytarzy ekologicznych województwa podkarpackiego (różnica wynosiła 0,09).



Ryc. 25. Wartości wskaźnika PD (gęstości płatów) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch reklasyfikacji bazy danych CORINE (źródło: oprac. własne)

Wskaźnik rozczłonkowania (ED) w większości województw przyjmuje wyższe wartości poza siecią korytarzy ekologicznych niż w jej obrębie. Największą różnicę w tych wartościach zanotowano w województwie podkarpackim (w obu

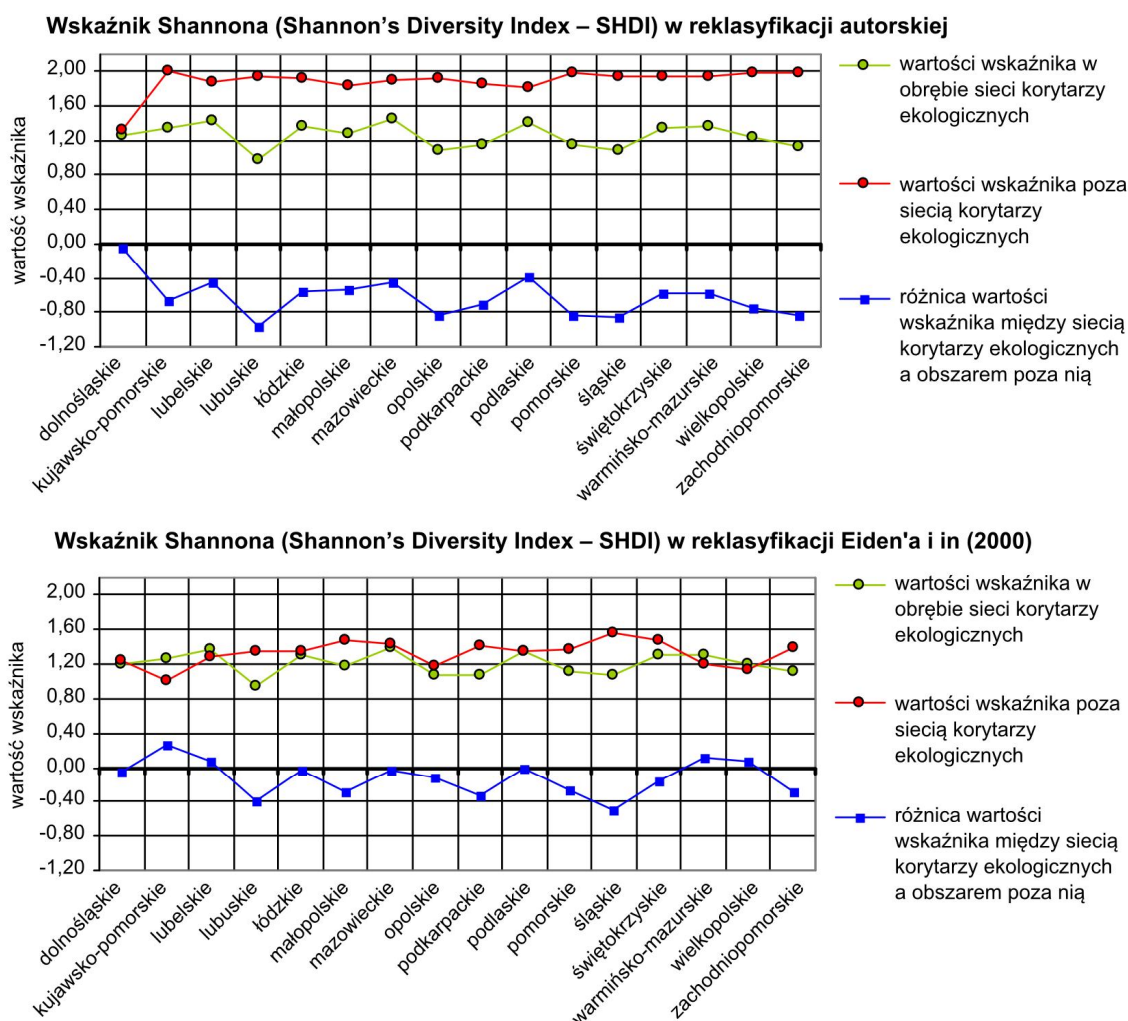
reklasyfikacjach). Wyjątkiem jest województwo kujawsko-pomorskie, dla którego wartość wskaźnika jest nieznacznie wyższa w obrębie sieci korytarzy. Różnice w wynikach między reklasyfikacją autorską a reklasyfikacją Eidena i in. (2000) są minimalne. Największa różnica wystąpiła poza siecią korytarzy ekologicznych w województwie małopolskim i wynosiła 1,5 m/ha (Ryc. 26).



Ryc. 26. Wartości wskaźnika ED (rozcłonkowania) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch reklasyfikacji bazy danych CORINE (źródło: oprac. własne)

Wskaźnik Shannona poza siecią korytarzy ekologicznych przyjmuje zauważalnie różne wartości w zależności od stosowanej reklasyfikacji (Ryc. 27). Przy zastosowaniu klasyfikacji autorskiej wartości tego wskaźnika poza obszarem korytarzy ekologicznych były wyższe niż w przypadku reklasyfikacji Eidena i in. (2000). W obrębie sieci korytarzy wartości wskaźnika były zbliżone w obu reklasyfikacjach. Ponadto, przy zastosowaniu reklasyfikacji autorskiej, wartości wskaźnika poza obszarem sieci korytarzy ekologicznych były do siebie zbliżone (z wyjątkiem województwa dolnośląskiego). W przypadku zastosowania reklasyfikacji Eidena i in.

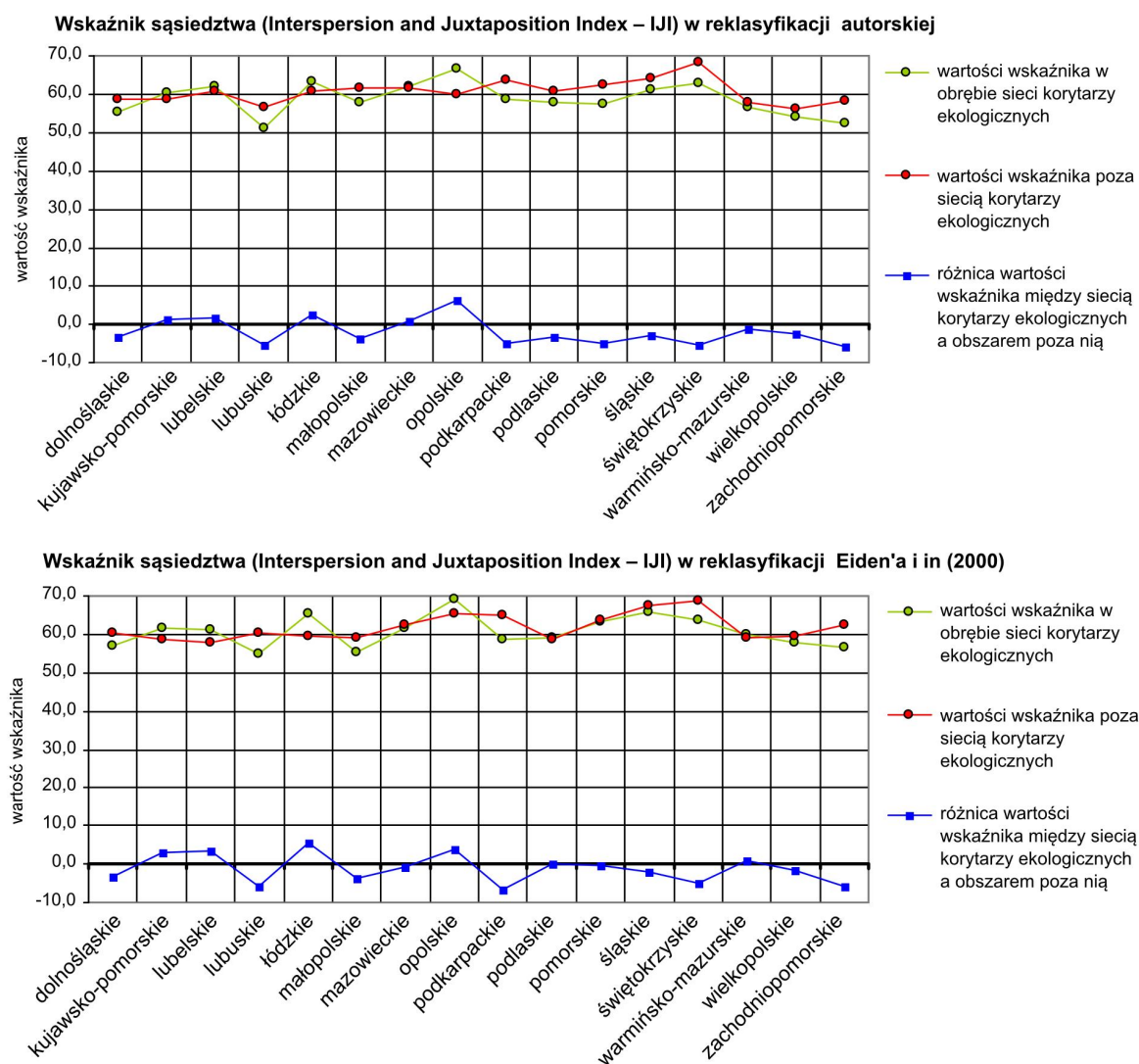
(2000) wartości były bardziej zróżnicowane, a jednocześnie bliższe wartościom w obrębie sieci korytarzy ekologicznych.



Ryc. 27. Wykresy wartości wskaźnika SHDI (Shannona) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch reklasyfikacji bazy danych CORINE (źródło: oprac. własne)

Największą różnicę między reklasifikacjami zanotowano poza obszarem korytarzy ekologicznych w województwie kujawsko-pomorskim (1,00), zaś najmniejszą – w województwie dolnośląskim (0,07). Dolnośląskie to również jedyne województwo, dla którego w reklasifikacji autorskiej uzyskano zbliżone wartości wskaźnika na obszarze sieci korytarzy ekologicznych i poza nią. W reklasifikacji Eiden'a i in. (2000) w większości województw wskaźnik Shannona przyjmuje wartości niższe w obrębie sieci korytarzy ekologicznych niż poza nią. Wyjątkiem są województwa kujawsko-pomorskie, lubelskie, warmińsko-mazurskie oraz wielkopolskie, dla których różnica między wskaźnikami jest dodatnia i przyjmuje wartości odpowiednio: 0,27; 0,08; 0,11 i 0,07.

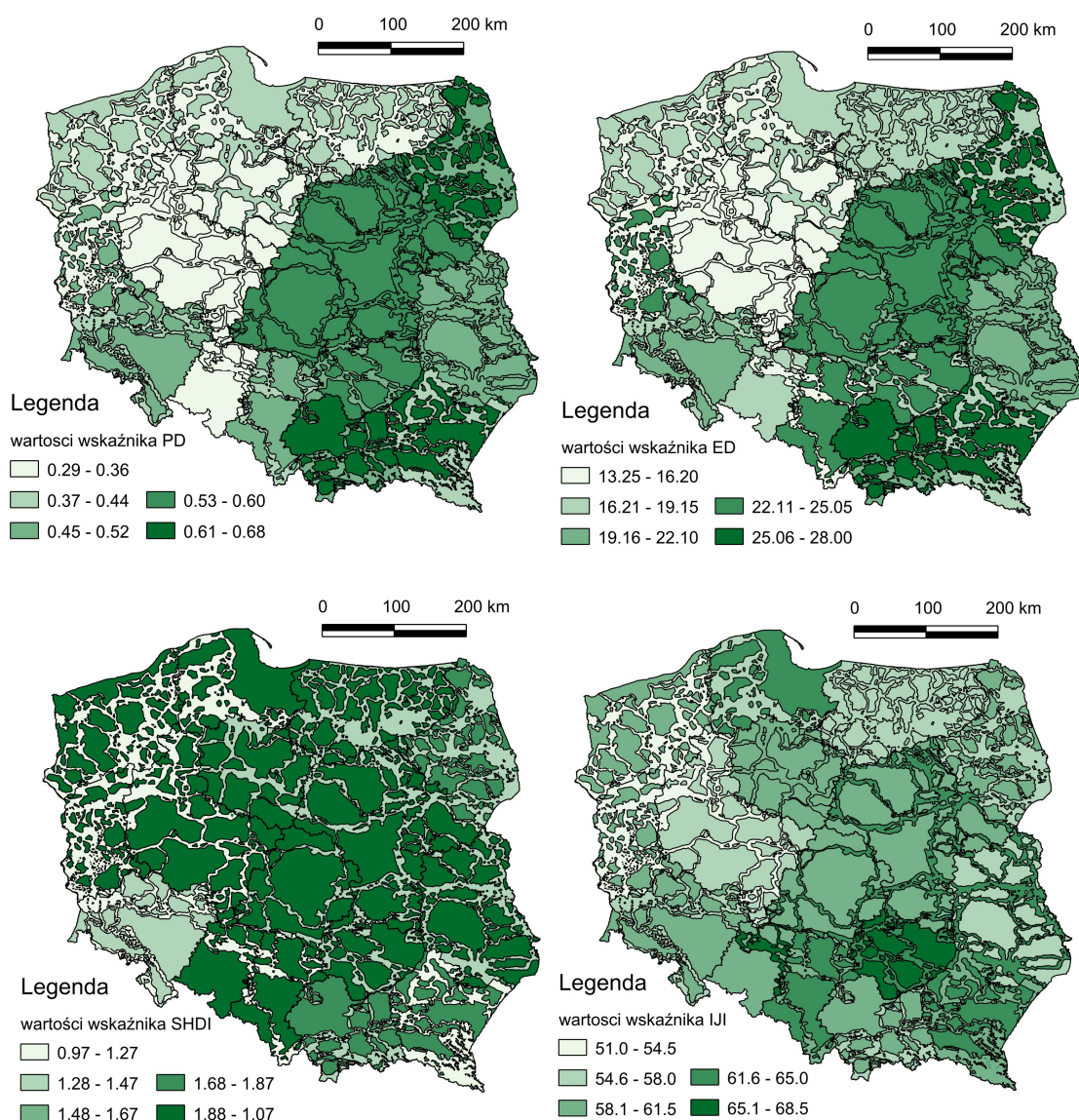
Wskaźnik sąsiedztwa (IJI) w większości województw jest niższy w obrębie sieci korytarzy, niż poza nią (Ryc. 28). Różnica między wartościami wskaźnika jest zbliżona w obu rekłasyfikacjach. W obrębie sieci korytarzy ekologicznych najwyższą wartość wskaźnika stwierdzono w województwie opolskim, zaś poza nimi – w województwie świętokrzyskim (w obu rekłasyfikacjach). Najniższą wartość wskaźnika w obrębie korytarzy uzyskano w województwie lubuskim (w obu rekłasyfikacjach), zaś poza nimi – w lubelskim dla rekłasyfikacji Eidena i in. (2000) oraz lubuskim i wielkopolskim dla rekłasyfikacji autorskiej.



Ryc. 28. Wykresy wartości wskaźnika IJI (sąsiedztwa) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekłasyfikacji bazy danych CORINE (źródło: oprac. własne)

W przestrzennym rozkładzie wartości dwóch wskaźników – gęstości płatów (PD) oraz rozczłonkowania (ED) zarówno w przypadku obszaru sieci korytarzy ekologicznych, jak i poza nią widoczne jest duże podobieństwo. Na Ryc. 28

przedstawiono dla każdego z województw dwie wartości wskaźnika, obliczone dla obszaru korytarzy ekologicznych oraz obszaru poza nimi. Mimo iż zastosowane w kartogramie rozwiązanie graficzne nie jest do końca poprawne metodycznie, uznano, iż w ten sposób różnice wartości są uwidocznione w sposób bardziej czytelny niż na kartodiagramie. Jak widać, wyższe wartości cechują południowo-wschodnią część kraju. Lubuskie, zachodniopomorskie oraz wielkopolskie to województwa, w których wszystkie cztery wskaźniki (PD, ED, SHDI oraz IJI) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych przyjmują wartości zaliczane do najniższej klasy (Ryc. 29).



Ryc. 29. Przestrzenne zróżnicowanie wartości wskaźników dla rekasyfikacji autorskiej w poszczególnych województwach, na obszarze sieci korytarzy ekologicznych oraz poza nią (źródło: oprac. własne). PD – wskaźnik gęstości płatów, ED – wskaźnik rozczłonkowania, SHDI – wskaźnik Shannona, IJI – wskaźnik sąsiedztwa

4.3. Podsumowanie wyników

W ocenie jakości chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych pod kątem pełnionej funkcji migracyjnej wzięto pod uwagę cztery z pięciu analizowanych wskaźników. Pominięto wskaźnik NC (liczba klas pokrycia terenu), który wnosi najmniej informacji o strukturze przestrzennej pokrycia terenu. Korytarze ekologiczne tworzone w celu umożliwienia migracji dużych ssaków powinny być zwarte i obejmować w możliwie największym stopniu tereny leśne. Wyższe wartości analizowanych wskaźników struktury świadczą o niższej jakości korytarzy (ich większej fragmentacji i rozczłonkowaniu).

W Tab.5 i Tab.6 oraz na Ryc. 30 i Ryc. 31 przedstawiono zestandaryzowane wartości wskaźników PD, ED, SHDI, IJI oraz ich średnie obliczone dla korytarzy ekologicznych poszczególnych województw.

Tab. 5. Wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników oraz średnia wartość po standaryzacji dla poszczególnych województw. Dane dla klasyfikacji autorskiej (źródło: oprac. własne)

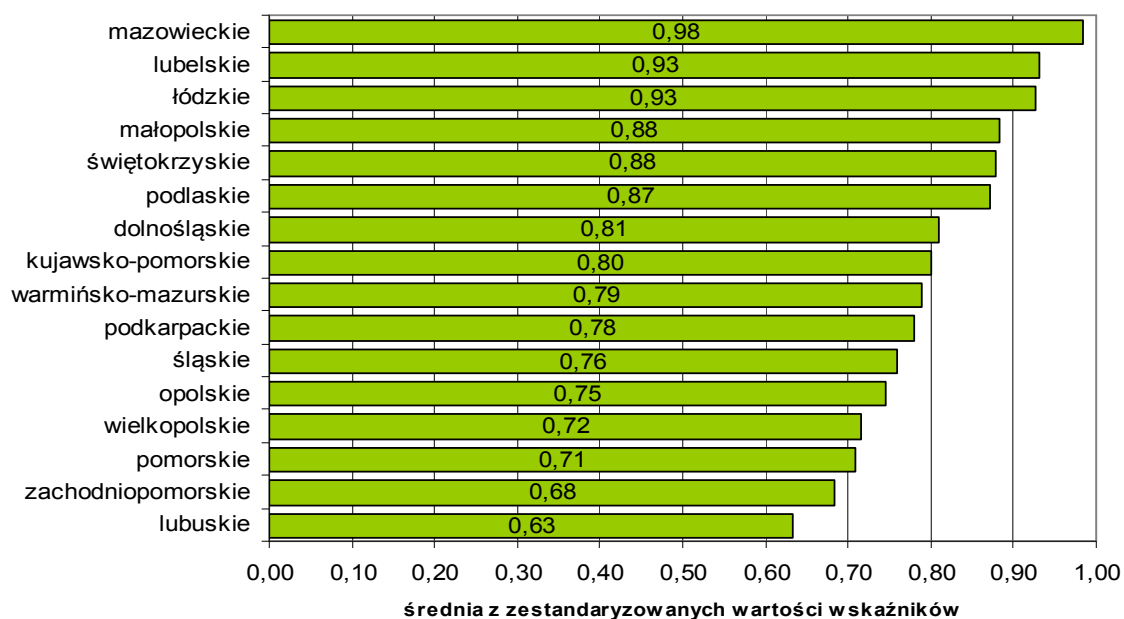
Wskaźnik	PD	PD stand.	ED	ED stand.	SHDI	SHDI stand.	IJI	IJI stand.	Średnia stand.
	A	$B = A/A_{max}$	C	$D = C/C_{max}$	E	$F = E/E_{max}$	G	$H = G/G_{max}$	$I = (B+D+F+H)/4$
Województwo									
dolnośląskie	0,44	0,75	17,68	0,79	1,26	0,86	55,4	0,83	0,81
kujawsko-pomorskie	0,37	0,63	16,66	0,74	1,34	0,92	60,2	0,91	0,80
lubelskie	0,52	0,89	20,40	0,91	1,44	0,98	62,3	0,94	0,93
lubuskie	0,29	0,50	13,26	0,59	0,97	0,67	51,1	0,77	0,63
łódzkie	0,55	0,93	19,79	0,88	1,36	0,93	63,5	0,95	0,93
małopolskie	0,52	0,89	20,03	0,90	1,29	0,88	57,7	0,87	0,88
mazowieckie	0,59	1,00	22,38	1,00	1,46	1,00	62,2	0,93	0,98
opolskie	0,35	0,60	14,21	0,64	1,09	0,75	66,5	1,00	0,75
podkarpackie	0,42	0,72	16,50	0,74	1,15	0,79	58,7	0,88	0,78
podlaskie	0,48	0,81	18,71	0,84	1,42	0,97	57,7	0,87	0,87
pomorskie	0,31	0,52	14,67	0,66	1,16	0,79	57,5	0,87	0,71
śląskie	0,41	0,70	14,89	0,67	1,09	0,75	61,0	0,92	0,76
świętokrzyskie	0,48	0,83	18,28	0,82	1,35	0,92	62,9	0,95	0,88
warmińsko-mazurskie	0,36	0,61	17,08	0,76	1,37	0,94	56,6	0,85	0,79
wielkopolskie	0,33	0,56	14,13	0,63	1,24	0,85	54,1	0,81	0,72
zachodniopomorskie	0,30	0,51	14,53	0,65	1,14	0,78	52,7	0,79	0,68

Jak widać, w obu zastosowanych klasyfikacjach (autorskiej oraz Eidena i in. 2000) wyniki są zbliżone. Województwami, które charakteryzują się najniższymi średnimi zestandaryzowanych wartości wskaźników są: lubuskie oraz zachodniopomorskie, pomorskie i wielkopolskie. Korytarze ekologiczne w tych województwach mają zatem najlepszą (najbardziej zwartą) chorostrukturę terytorialną.

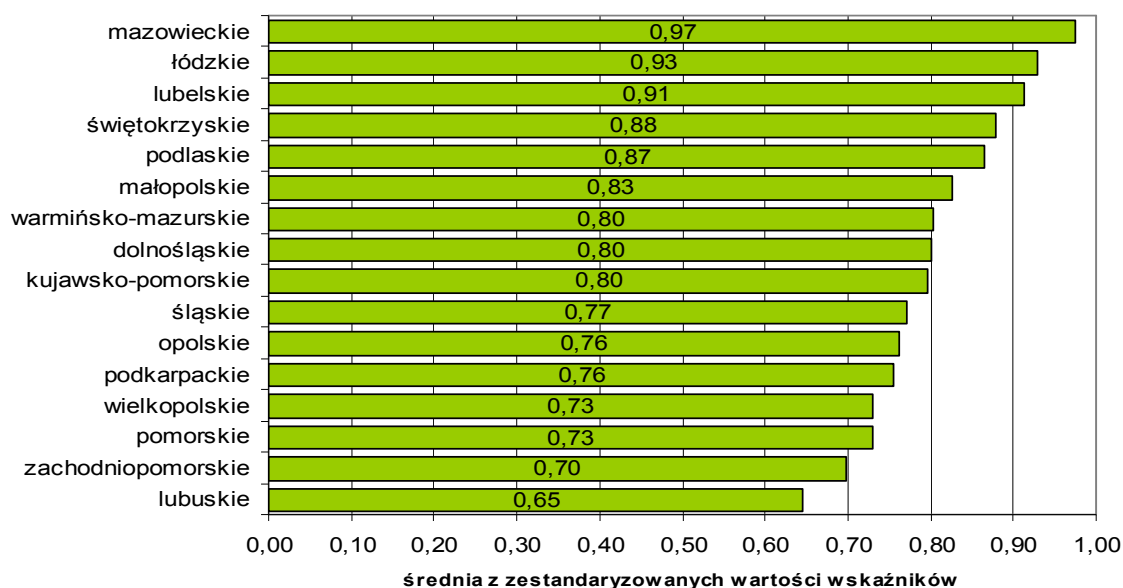
Najwyższe średnie uzyskano dla województw: mazowieckiego, lubelskiego i łódzkiego. Korytarze w tych województwach charakteryzują się największą fragmentacją pokrycia terenu, co jest zjawiskiem negatywnym.

Tab. 6. Wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników oraz średnia wartość po standaryzacji dla poszczególnych województw. Dane dla klasyfikacji Eidena i in. (2000) (źródło: oprac. własne)

Wskaźnik	PD	PD stand.	ED	ED stand.	SHDI	SHDI stand.	IJI	IJI stand.	Średnia stand.
	A	B = A/Amax	C	D = C/Cmax	E	F = E/Emax	G	H = G/Gmax	I = (B+D+F+H)/4
Województwo									
dolnośląskie	0,40	0,73	17,42	0,79	1,19	0,86	57,0	0,82	0,80
kujawsko-pomorskie	0,35	0,63	16,48	0,75	1,27	0,92	61,7	0,89	0,80
lubelskie	0,48	0,87	20,14	0,91	1,37	0,98	61,0	0,88	0,91
lubuskie	0,28	0,51	13,15	0,60	0,95	0,68	54,8	0,79	0,65
łódzkie	0,52	0,95	19,61	0,89	1,31	0,94	65,2	0,94	0,93
małopolskie	0,43	0,78	19,30	0,87	1,19	0,85	55,3	0,80	0,83
mazowieckie	0,55	1,00	22,14	1,00	1,39	1,00	61,8	0,89	0,97
opolskie	0,35	0,63	14,18	0,64	1,07	0,77	69,2	1,00	0,76
podkarpackie	0,37	0,67	16,19	0,73	1,08	0,78	58,6	0,85	0,76
podlaskie	0,45	0,81	18,45	0,83	1,34	0,96	58,9	0,85	0,87
pomorskie	0,30	0,54	14,61	0,66	1,12	0,80	63,2	0,91	0,73
śląskie	0,39	0,70	14,66	0,66	1,07	0,77	65,7	0,95	0,77
świętokrzyskie	0,46	0,84	18,12	0,82	1,30	0,93	63,7	0,92	0,88
warmińsko-mazurskie	0,34	0,63	16,99	0,77	1,32	0,95	60,1	0,87	0,80
wielkopolskie	0,32	0,58	14,04	0,64	1,21	0,87	57,8	0,84	0,73
zachodniopomorskie	0,29	0,52	14,43	0,65	1,11	0,80	56,8	0,82	0,70



Ryc. 30. Średnie z zestandaryzowanych wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej dla korytarzy w poszczególnych województwach. Dane dla klasyfikacji autorskiej (źródło: oprac. własne)



Ryc. 31. Średnie z zestandaryzowanych wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej dla korytarzy w poszczególnych województwach. Dane dla klasyfikacji Eidena i in. (2000) (źródło: oprac. własne)

Przestrzenne zróżnicowanie chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych w Polsce jest dobrze widoczne w rozkładzie wartości dwóch, spośród pięciu zastosowanych metryk – gęstości (PD) oraz rozczłonkowania (ED) płatów (Ryc. 29). Wysokie wartości tych wskaźników wskazują na rozdrobnienie płatów w krajobrazie. W przypadku terenów poza siecią korytarzy ekologicznych, gdzie dominują obszary rolnicze, sytuacja taka jest zjawiskiem pozytywnym i oznacza większą różnorodność krajobrazu. Natomiast w obrębie korytarzy ekologicznych pożądane są niższe wartości wskaźników, gdyż oznaczają one mniejsze rozdrobnienie obszarów leśnych (stanowiących w większości przypadków dominujący typ pokrycia terenu). Największe różnice wartości wskaźników między obszarem korytarzy ekologicznych (niskie wartości) a terenami poza nimi (wysokie wartości) odnotowano w województwach małopolskim i podkarpackim.

Natomiast w województwach lubuskim, zachodniopomorskim i pomorskim wartości wszystkich obliczonych metryk krajobrazowych mieściły się w najniższej klasie wartości, zarówno w granicach sieci korytarzy, jak i poza jej obrębem. Są to zatem województwa charakteryzujące się wysoką jakością korytarzy ekologicznych, przy małej różnorodności krajobrazowej pozostałych terenów.

5. Chorostruktura pionowa (wertikalna)

5.1. Metody i wskaźniki

Chorostruktura pionowa (komponentowa, wertykalna) jest reprezentowana przez zróżnicowanie geokomponentów, ich współwystępowanie i powiązania. Pietrzak (1989) jako wskaźniki związku komponentów wymienia m.in. wieloprzestrzenny wskaźnik Pearsona i Czuprowa, wskaźnik wzajemnej zgodności oraz opracowany przez Richlinga (1976) wskaźnik mocy powiązań komponentów i związaną z nim wewnętrzną miarę spójności geokompleksów. Analogiczną konstrukcję do wskaźnika mocy powiązań ma, stosowany przez Grabowskiego (1987), wskaźnik częstości powiązań, w którym zamiast powierzchni występuje liczba stwierdzonych i możliwych współwystąpień. Do tej grupy zaliczyć można także miarę przestrzennego skupienia związku (Ostaszewska 2002).

W niniejszej pracy powiązania pionowe (wertikalne) zbadano za pomocą następujących wskaźników:

- wskaźnika mocy powiązań i związanego z nim wskaźnika wewnętrznej spójności geokompleksów;
- miary przestrzennego skupienia związku i związanego z nią ogólnego wskaźnika skupienia związku.

Wskaźnik mocy powiązań można uznać za uniwersalną miarę związków między parami cech (Ostaszewska 2002). Ukazuje on rzeczywistą powierzchnię związku w stosunku do teoretycznie możliwej. Przyjmuje wartości od 0 (brak związku) do 1 (pełen związek). Wyraża się wzorem (Richling, 1976):

$$W_{xy} = \frac{P_{xy}}{P_x} \text{ gdy } P_x < P_y \quad \text{lub} \quad W_{xy} = \frac{P_{xy}}{P_y} \text{ gdy } P_y < P_x,$$

gdzie:

P_{xy} – powierzchnia współwystępowania cech x oraz y ;

P_x, P_y – powierzchnie występowania cech x oraz y .

Richling (1976) proponuje, aby jako powiązania mocne potraktować wartości: 0,67 - 1,00, średnie: 0,34 - 0,66, a słabe: 0,01 - 0,33.

Obliczone wartości wskaźnika mocy powiązań między parami cech stanowią podstawę do określenia wewnętrznej spójności geokompleksów. Jest ona obliczana jako średnia arytmetyczna wartości wszystkich wskaźników mocy powiązań dla określonego rodzaju krajobrazu. Wskaźnik wewnętrznej spójności ma charakter syntetyczny i przy uwzględnieniu wszystkich najważniejszych elementów daje ogólną informację o zwartości całego geokompleksu.

Miara przestrzennego skupienia związku jest ilorazem powierzchni, na której występują obie analizowane cechy oraz powierzchni, na której występuje co najmniej jedna z nich. Wyraża się wzorem (Ostaszewska 2002):

$$W_{ij} = \frac{P_{ij}}{P_i + P_j - P_{ij}}, \text{ gdzie:}$$

P_{ij} – powierzchnia współwystępowania cech i oraz j ;

P_i, P_j – powierzchnia występowania cechy i lub j .

Wskaźnik przyjmuje wartość 1, gdy powierzchnie zajęte przez obie cechy pokrywają się (skupienie związku badanych cech jest pełne). Wartość 0 świadczy o braku związku (powierzchnie nie mają żadnego punktu wspólnego). Gdy choć jedna z cech współwystępuje nie tylko z cechą badaną, ale także z inną (innymi), związek ma charakter rozproszony, a wskaźnik przyjmuje wartości między 0 a 1. Miara przestrzennego skupienia związku odróżnia się od wskaźnika mocy powiązań tym, iż ujawnia pełne (wyłączne) związki dwóch komponentów, natomiast związki jednostronne nie są przez nią odzwierciedlane (por. Jurgiel 2006).

Aby uzyskać wskaźnik opisujący związek dwóch komponentów, Ostaszewska (2002) zaproponowała postępowanie uogólniające miarę przestrzennego skupienia związku. Obliczone wcześniej miary są w nim potraktowane jako współczynniki wagowe, a ogólny wskaźnik skupienia związku wyraża się wzorem:

$$W_{so} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n W_{ij} P_{ij}}{P}, \text{ gdzie:}$$

W_{so} – ogólny wskaźnik skupienia związku;

W_{ij} – wskaźnik skupienia pary cech komponentów (miara przestrzennego skupienia związku);

P_{ij} – powierzchnia współwystępowania cech i oraz j ;

m – liczba typów cech pierwszego komponentu;

n – liczba typów cech drugiego komponentu;

P – powierzchnia badanego terenu.

Wskaźnik ogólny, podobnie jak wskaźniki cząstkowe, przyjmuje wartości od 0 do 1.

W niniejszej pracy chorostrukturę pionową scharakteryzowano poprzez powiązania między typami krajobrazu naturalnego a pokryciem terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych oraz, porównawczo, na pozostałym obszarze. Analizę przeprowadzono w podziale na województwa oraz dla całej Polski. Wykorzystano mapę typów krajobrazów naturalnych (Richling, Dąbrowski 1995) oraz bazę danych CORINE Land Cover 2006 (por. Tab. 4). Taki dobór elementów do analizy jest zgodny z założeniem zróżnicowanej roli komponentów środowiska (Richling 2007, s.289).

Wydzielenia mapy krajobrazowej potraktowano jako jednostki charakteryzujące się względną jednolitością abiotycznych komponentów przewodnich – podłoża i rzeźby. Komponenty te w znacznej mierze decydują o charakterze pozostałych składowych krajobrazu naturalnego (np. warunkach wodnych, glebach, typie potencjalnej roślinności, Tab. 7). Aktualne pokrycie terenu odzwierciedla natomiast stan najbardziej zmiennego komponentu krajobrazu, czyli szaty roślinnej (por. Solon 2008, s.27). Roślinność jest również uznawana za najlepszy indykator antropopresji w krajobrazie (Kistowski 2005).

Przedmiotem analizy jest zatem związek komponentów abiotycznych (rzeźby i podłoża) i biotycznych (aktualnej szaty roślinnej). Przewodni charakter komponentów abiotycznych pozwala także na pośrednie wnioskowanie o związku komponentu biotycznego z pozostałymi komponentami zależnymi (warunkami wodnymi i pokrywą glebową).

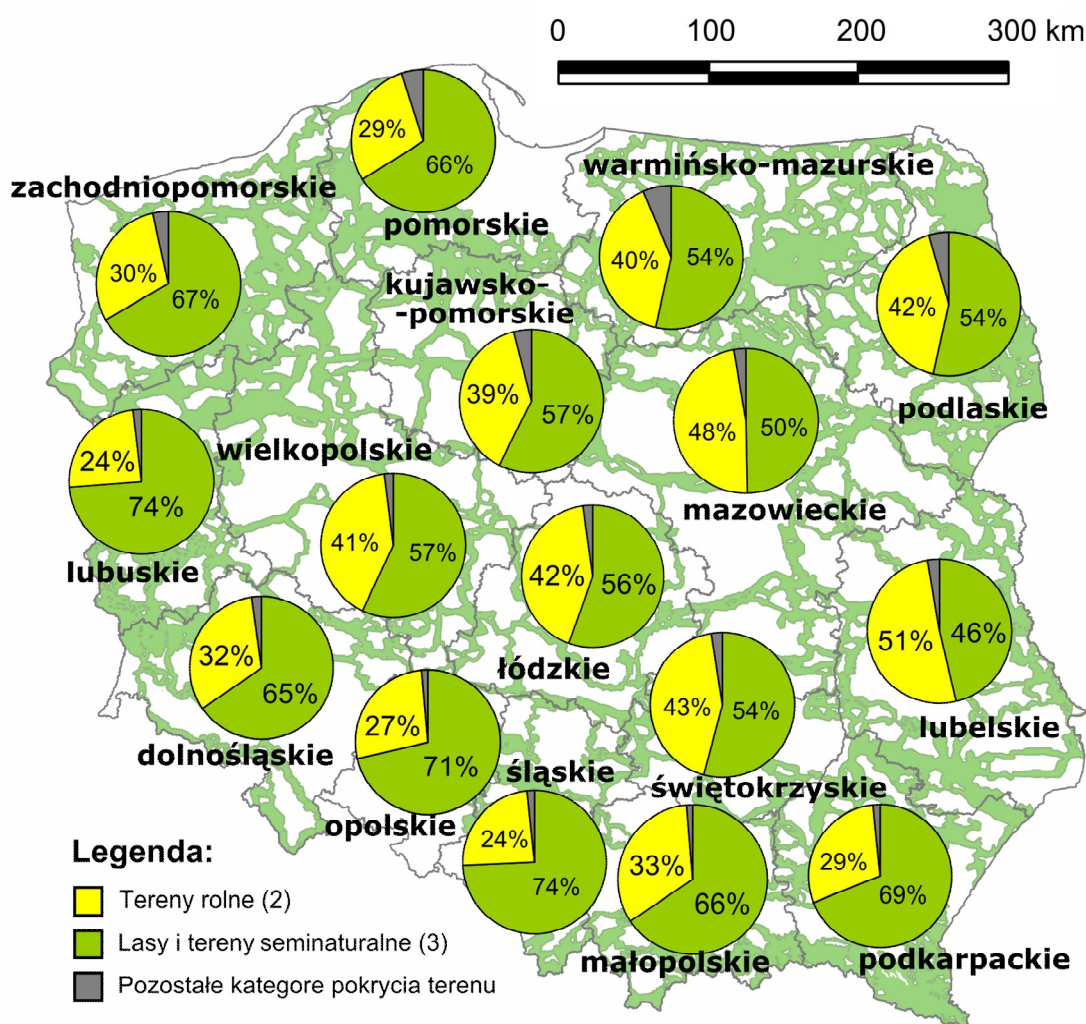
W obliczeniach wskaźników powiązań pionowych wzięto pod uwagę wydzielenia bazy CORINE Land Cover na poziomie 1 (por. Tab. 4) ze względu na zbytnią pracochłonność bardziej szczegółowych analiz. Uznano także, iż dwa dominujące powierzchniowo wydzielenia bazy CLC na tym poziomie (obszary rolne, kod CLC: 2 oraz obszary lasów i terenów seminaturalnych, kod CLC: 3) mogą być wyznacznikiem stopnia antropogenicznego przekształcenia terenu.

Tab. 7. Cechy charakterystyczne (gleby, wody i roślinność potencjalna) gatunków krajobrazu naturalnego (źródło: Richling, Dąbrowski 1995)

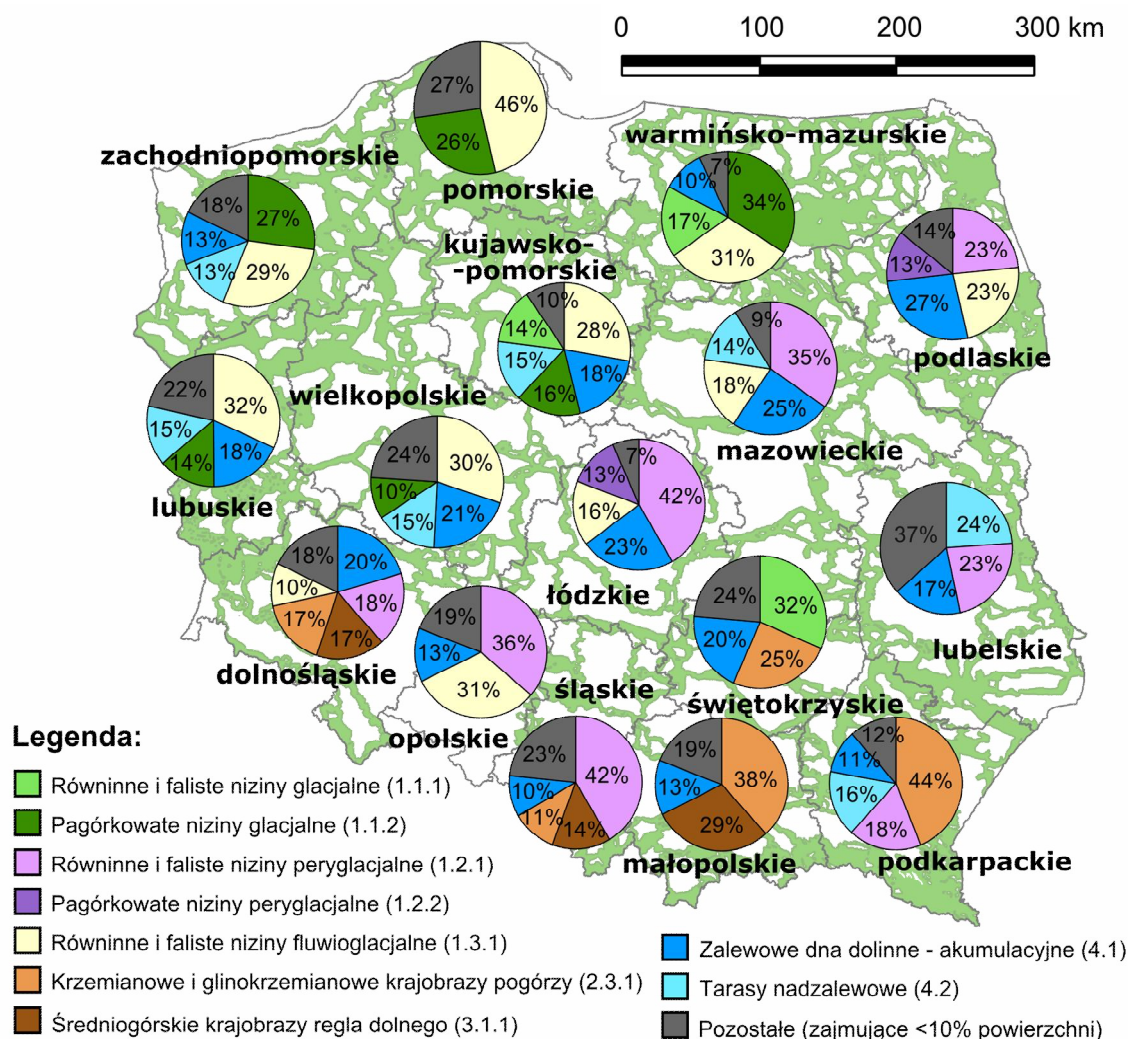
Kod	Klasa	Kod	Rodzaj	Kod	Gatunek	Gleby	Wody	Roślinność potencjalna
1	Krajobrazy nizin	1.1	Glacialne	1.1.1	Równinne i faliste	brunatne	zmienne, zazwyczaj kilka poziomów, obecność jezior i bagien	grądy
				1.1.2	Pagórkowate	brunatne, rdzawe	zmienne, z występowaniem jezior i bagien	grądy, bory mieszane
				1.1.3	Wzgórzowe	rdzawe, rzadziej brunatne	głębokie, piętrowe	bory mieszane, grądy
		1.2	Peryglacialne	1.2.1	Równinne i faliste	rdzawe, bielcowe	zróżnicowana głębokość, rzadka sieć powierzchniowa	bory mieszane, grądy
				1.2.2	Pagórkowate	rdzawe, bielcowe	zmienne, z przewagą głębokich	bory mieszane
				1.2.3	Wzgórzowe	rdzawe, bielcowe	głębokie, często piętrowe	bory sosnowe, bory
		1.3	Fluwioglacialne	1.3.1	Równinne i faliste	bielcowe, rdzawe	głębokie	bory suche, bory mieszane
		1.4	Eoliczne	1.4.1	Pagórkowate	bielcowe i o niewykształconym profilu	nierównomiernie głębokie	suche bory sosnowe
1.4.2	Wzgórzowe			bielcowe i o niewykształconym profilu	głębokie	suche bory sosnowe		
2	Krajobrazy wyżyn i niskich gór	2.1	Lessowe	2.1.1	Wysoczyzn słabo rozciętych	czarnoziemny, gleby brunatne	głębokie, bez sieci powierzchniowej	grądy, dąbrowy świetliste
				2.1.2	Wysoczyzn silnie rozciętych	gleby brunatne	głębokie, rzadka sieć stała, gęsta epizodyczna	grądy, dąbrowy świetliste
				2.2	Węglanowe i gipsowe - erozyjne	2.2.1	Zwartych masuwów ze skałkami	rzędziny
		2.2.2	Izolowanych pól wzniesień			rzędziny	wody krasowe	grądy
		2.2.3	Płaskowyże falistych			rzędziny	wody krasowe, dość rzadka sieć powierzchniowa	grądy, dąbrowy świetliste
		2.3	Krzemianowe i glinokrzemianowe - erozyjne	2.3.1	Pogórzy	brunatne i rdzawe	plytkie, duży odpływ powierzchniowy lub podpowierzchniowy	bory mieszane, grądy
				2.3.2	Pojedynczych wzniesień	rdzawe i brunatne	plytkie	bory mieszane, grądy
		3	Krajobrazy gór średnich i wysokich	3.1	Średniogórskie - erozyjne	3.1.1	Regła dolnego	brunatne górskie
3.1.2	Regła górnego					o niewykształconym profilu na różnym podłożu skalnym	plytkie, bardzo duży odpływ, gęsta sieć wód powierzchniowych	bory świerkowe
3.2	Wysokogórskie - erozyjne i glacialne			3.2.1	Subalpejskie (kosodrzewiny)	górskie na różnym podłożu	plytki, bardzo duży odpływ	kosodrzewina
				3.2.2	Alpejskie (halne)	górskie na różnym podłożu	plytki, bardzo duży odpływ	łąki górskie
				3.2.3	Subniwalne (turniowe)	brak gleb	silny odpływ powierzchniowy	brak roślinności
4	Krajobrazy dolin i obniżeń	4.1	Zalewowych den dolinnych - akumulacyjne	4.1.1	Równin zalewowych na terenach nizinnych i wyżynnych	mady	plytkie, okresowo zalewy	łągi
				4.1.2	Równin zalewowych na terenach górskich	bagienne i mady	plytkie, okresowo zalewy	łągi, bory
		4.2	Tarasów nadzalewowych - akumulacyjnych	4.2.1	Równin tarasowych w terenach nizinnych i wyżynnych	rdzawe	nierównomiernie głębokie, bez sieci powierzchniowej	bory sosnowe
				4.2.2	Równin tarasowych w terenach górskich	rdzawe i brunatne górskie	zmiennie głębokie	bory, grądy
		4.3	Deltowe - akumulacyjne		mady	plytkie	łągi	
		4.4	Równin bagiennych - akumulacyjne		bagienne	plytkie i bardzo plytkie	olsy, bory bagienne	
		4.5	Obniżeń denudacyjnych i kotlin w terenach wyżynnych i górskich - erozyjne		rdzawe i brunatne, rzędziny	zmiennie głębokie, częściowo wody krasowe	bory, grądy	

5.2. Wyniki

Ze względu na zastosowanie klasyfikacji pokrycia terenu na poziomie pierwszym bazy danych Corine Land Cover (pięć głównych wydzielen), analiza objęła głównie powiązania typów krajobrazu z dwoma dominującymi klasami pokrycia terenu – obszarami rolnymi (kod CLC: 2) oraz obszarami lasów i terenów seminaturalnych (kod CLC: 3). Udziały tych dwóch klas w obrębie sieci korytarzy ekologicznych dla poszczególnych województw pokazuje Ryc. 32, natomiast udziały poszczególnych rodzajów i gatunków krajobrazu – Ryc. 33.



Ryc. 32. Udziały dwóch dominujących typów pokrycia terenu w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne na podstawie Corine Land Cover 2006). Pozostałe wydzielenia: tereny antropogeniczne (1), obszary podmokłe (4) i obszary wodne (5), ze względu na niewielki udział powierzchniowy, przedstawiono jako „pozostałe kategorie”. W nawiasach podano kody CORINE.

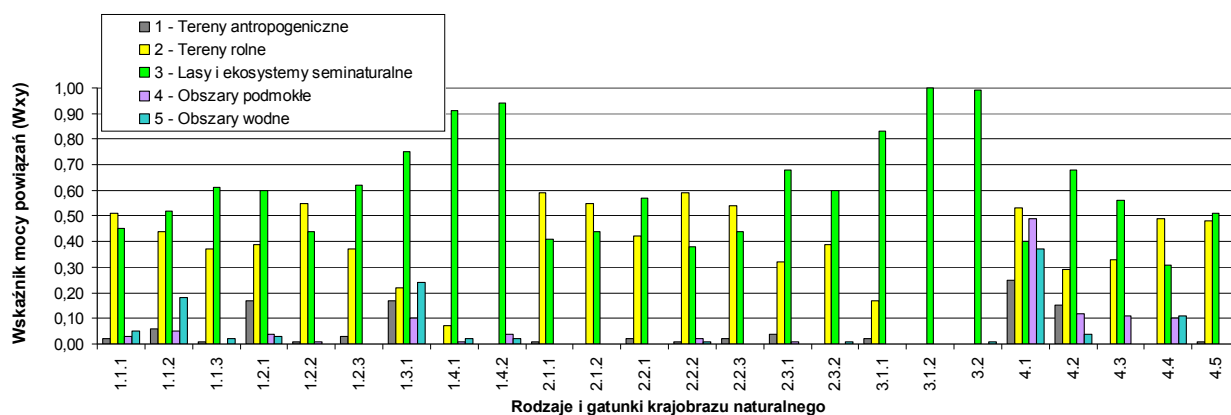


Ryc. 33. Udziały poszczególnych rodzajów lub gatunków krajobrazu naturalnego w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne na podstawie Richling, Dąbrowski 1995). W nawiasach podano kody krajobrazów według Richlinga (2006)

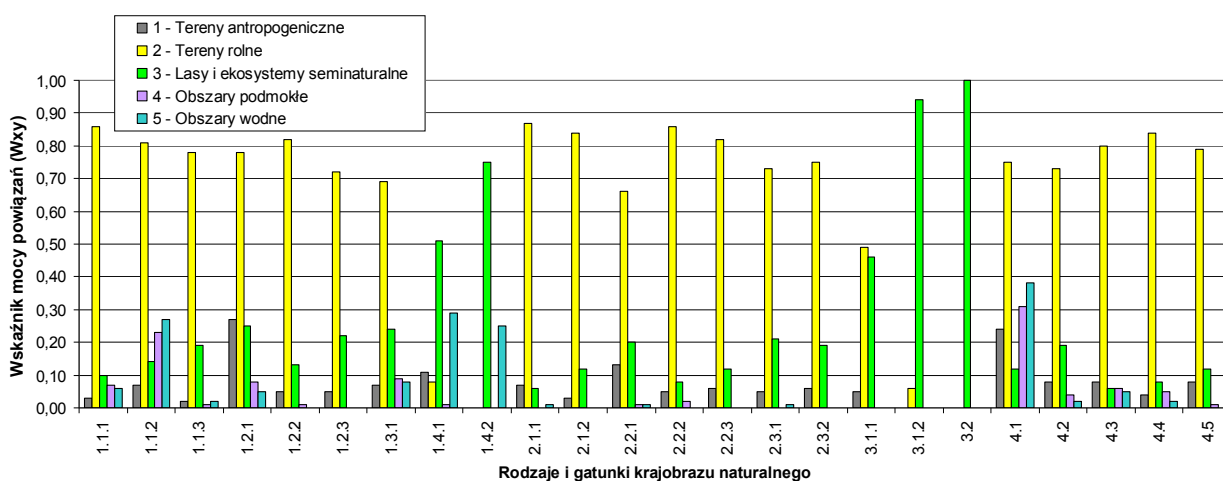
Wartości wskaźników dla sieci korytarzy ekologicznych w Polsce oraz obszaru poza siecią znajdują się w załączniku 1. Wyniki obliczeń dla poszczególnych województw zamieszczono w załączniku 2. Charakterystyka najsilniejszych związków wykazanych przy pomocy wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) oraz miary przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) znajduje się w załączniku 3.

Analiza wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) dla całego obszaru korytarzy ekologicznych w Polsce wskazuje, iż najsilniejsze powiązania w ich obrębie cechują lasy i ekosystemy seminaturalne (Ryc. 34). Najwyższe wartości wskaźnika odnotowano w przypadku krajobrazów średniogórskich – erozyjnych regła górnego (3.1.2) – 1,00, wysokogórskich – erozyjnych i glacialnych (3.2) – 0,99, eolicznych wzgórzowych (1.4.2) – 0,94 oraz eolicznych pagórkowatych (1.4.1) – 0,91. Powiązania mocne wystąpiły także z krajobrazami średniogórskimi – erozyjnymi regła dolnego (3.1.1) –

0,83, równinnymi i falistymi krajobrazami fluwioglacjalnymi (1.3.1) – 0,75, krzemianowymi i glinokrzemianowymi krajobrazami pogórzy (2.3.1) – 0,68 oraz tarasami nadzalewowymi (4.2) – 0,68. Poza obszarem korytarzy ekologicznych silne powiązania stwierdzono głównie z terenami rolnymi (Ryc. 35). Wyjątek stanowią krajobrazy eoliczne nizin oraz krajobrazy regla górnego i wysokogórskie, dla których odnotowano silny związek z lasami i ekosystemami seminaturalnymi.



Ryc. 34. Wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) dla obszaru sieci korytarzy ekologicznych w Polsce (źródło: oprac. własne)



Ryc. 35. Wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) dla obszaru poza siecią korytarzy ekologicznych w Polsce (źródło: oprac. własne)

W analizie wyników obliczeń wskaźnika mocy powiązań ($W_{x,y}$) dla poszczególnych województw skupiono się na powiązaniach mocnych. Najwięcej takich związków dla danej klasy pokrycia terenu odnotowuje się, gdy zajmuje ona większość powierzchni analizowanego obszaru. Taka sytuacja ma miejsce między innymi dla obszarów rolnych poza obszarem korytarzy ekologicznych województwa podlaskiego i lubelskiego (por. załącznik 2). Udział terenów rolnych wynosi na tych obszarach odpowiednio 84,5% i 82,5%.

Z poznawczego punktu widzenia, za bardziej interesujące uznano przypadki, w których wartości wskaźnika nie wynikają bezpośrednio z udziałów powierzchniowych danego typu pokrycia terenu i jednocześnie nie dotyczą kategorii o minimalnym udziale powierzchni. Stwierdzone w takich przypadkach związki nie są zależne od konstrukcji wskaźnika, lecz wynikają z czynników środowiskowych. Taką sytuację zaobserwowano na obszarze korytarzy ekologicznych województwa wielkopolskiego, gdzie udziały terenów rolnych oraz leśnych i seminaturalnych wynoszą odpowiednio 41,0% i 57,0% powierzchni. Stwierdza się tam silny związek równinnych i falistych nizin fluwioglacjalnych (1.3.1) oraz pagórkowatych nizin eolicznych (1.4.1) z terenami leśnymi i seminaturalnymi. Świadczyć to może o większej naturalności tych typów krajobrazów. Podobne związki wystąpiły w obrębie sieci korytarzy ekologicznych województwa podlaskiego, gdzie udziały terenów rolnych wynosiły 42%, natomiast leśnych i seminaturalnych – 53,5% powierzchni. Również w obrębie sieci korytarzy ekologicznych województwa łódzkiego udział powierzchni lasów i terenów seminaturalnych jest zbliżony do udziału terenów rolniczych (odpowiednio 55,5% i 42,3%). Silne związki wystąpiły jednak tylko dla pierwszego z wymienionych typów pokrycia terenu i dotyczyły: krzemianowych i glinokrzemianowych krajobrazów pojedynczych wzniesień (2.3.2), węglanowych i gipsowych płaskowyży falistych (2.2.3) oraz wzgórzowych nizin peryglacjalnymi (1.2.3); wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) wyniosły odpowiednio: 0,82; 0,79 i 0,76 (por. załącznik 2).

W korytarzach ekologicznych województwa mazowieckiego udziały terenów rolnych oraz terenów leśnych i seminaturalnych są niemal równe (odpowiednio 47,6% i 49,7%). Na obszarze tym obserwuje się silny związek pagórkowatych nizin eolicznych (1.4.1) z lasami i obszarami seminaturalnymi. Odnotowano również silne powiązanie między równinnymi i falistymi nizinami glacialnymi (1.1.1) a terenami rolnymi oraz między krzemianowymi i glinokrzemianowymi pogórzami (2.3.1) a lasami i obszarami seminaturalnymi. Dwa ostatnie związki wynikają jednak prawdopodobnie z niewielkiego udziału powierzchniowego tych typów krajobrazu.

W województwie małopolskim w obrębie korytarzy ekologicznych zanotowano silne związki średniogórskich krajobrazów regla dolnego (3.1.1) z lasami i terenami seminaturalnymi. Natomiast poza obszarem korytarzy ten typ krajobrazu wykazuje tylko średni związek z terenami rolnymi, stanowiącymi główny typ użytkowania terenu (74,5%).

Tab. 8. Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności dla różnych typów krajobrazu w poszczególnych wydzieleniach (źródło: oprac. własne)

Kolorem żółtym zaznaczono najwyższe wartości wskaźnika, niebieskim zaś – najniższe

województwa	dolnośląskie		kujawsko-pomorskie		lubelskie		lubuskie		łódzkie		małopolskie		mazowieckie		opolskie		podkarpackie		podlaskie		pomorskie		śląskie		świętokrzyskie		warmińsko-mazurskie		wielkopolskie		zachodniopomorskie	
kody krajobrazów	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy	w obrębie sieci korytarzy	poza siecią korytarzy
1.1.1	-	-	0,29	0,31	-	-	0,21	0,23	-	-	-	-	0,33	0,21	-	-	-	-	-	0,25	0,26	0,25	-	-	-	-	0,27	0,30	0,24	0,28	0,23	0,24
1.1.2	1	1	0,25	0,49	-	-	0,26	0,27	-	0,50	-	-	0,33	0,25	-	-	-	-	0,24	0,34	0,27	0,44	-	-	-	-	0,39	0,49	0,30	0,40	0,29	0,40
1.1.3	-	-	0,25	0,20	-	-	0,26	0,25	-	-	-	-	0,50	0,33	-	-	-	-	0,25	0,25	0,27	0,21	-	-	-	-	0,21	0,21	0,21	0,20	0,22	0,22
1.2.1	0,26	0,35	-	0,50	0,27	0,29	0,24	0,28	0,37	0,45	0,36	0,25	0,30	0,53	0,38	0,31	0,26	0,31	0,26	0,33	-	-	0,39	0,43	0,38	0,35	0,20	0,20	0,22	0,24	-	-
1.2.2	0,25	0,25	-	-	-	-	-	0,29	0,27	-	-	-	0,21	0,20	0,33	0,33	-	-	0,22	0,24	-	-	0,33	0,33	-	0,24	0,25	0,20	0,25	0,20	-	-
1.2.3	0,28	0,33	-	-	0,33	0,25	0,28	0,25	0,34	0,21	-	0,33	0,33	0,33	-	0,50	-	-	0,27	0,25	-	-	0,25	0,25	-	0,50	0,33	0,33	0,33	0,20	-	-
1.3.1	0,25	0,25	0,34	0,22	0,34	0,25	0,35	0,27	0,29	0,22	-	-	0,27	0,25	0,36	0,24	0,32	0,33	0,33	0,26	0,47	0,24	0,28	0,33	0,50	0,33	0,37	0,28	0,34	0,25	0,36	0,25
1.4.1	-	-	0,20	0,33	-	-	0,25	0,33	-	-	-	-	0,34	0,33	-	-	-	-	0,33	0,50	0,20	0,21	-	-	-	-	-	0,50	0,29	0,25	1,00	0,21
1.4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2.1.1	0,34	0,25	-	-	0,26	0,28	-	-	-	-	0,33	0,21	0,33	0,33	-	0,36	0,33	0,35	-	-	-	-	0,25	0,25	0,33	0,28	-	-	-	-	-	-
2.1.2	-	-	-	-	0,26	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-
2.2.1	-	-	-	-	0,21	0,23	-	-	0,33	0,33	0,28	0,26	-	-	0,34	0,33	0,34	0,33	-	-	-	-	0,27	0,27	0,35	0,33	-	-	-	-	-	-
2.2.2	-	-	-	-	0,24	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2.2.3	-	-	-	-	0,22	0,28	-	-	0,50	0,50	0,34	0,25	0,50	0,25	-	-	0,25	0,25	-	-	-	-	1	0,33	0,25	0,24	-	-	-	-	-	-
2.3.1	0,28	0,28	-	-	-	-	-	-	0,33	0,29	0,31	0,20	0,25	-	0,33	0,31	0,35	-	-	-	-	-	0,30	0,25	0,29	0,28	-	-	-	-	-	-
2.3.2	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,33	-	-	-	0,33	0,25	0,33	-	-	-	-	-	-	-	0,28	0,25	0,33	0,33	-	-	-	-	-	-
3.1.1	0,23	0,25	-	-	-	-	-	-	-	0,27	0,25	-	-	-	-	-	0,34	0,33	-	-	-	-	-	0,29	0,33	-	-	-	-	-	-	-
3.1.2	0,50	0,50	-	-	-	-	-	-	-	0,50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3.2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	0,52	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.1	0,52	0,54	0,35	0,34	0,35	0,35	0,43	0,51	0,53	0,43	0,43	0,51	0,47	0,39	0,51	0,57	0,37	0,63	0,45	0,43	0,24	0,34	0,38	0,40	0,43	0,38	0,29	0,23	0,36	0,34	0,32	0,31
4.2	0,26	0,25	0,33	0,23	0,36	0,24	0,26	0,21	0,34	0,21	0,39	0,21	0,31	0,23	0,34	0,26	0,38	0,22	0,25	0,33	0,26	0,25	0,26	0,25	0,26	0,25	0,25	0,20	0,27	0,22	0,28	0,22
4.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	0,33	0,22	-	-	0,22	0,24
4.4	-	-	-	-	0,27	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	0,20	0,28	0,21	-	-	-	-	0,25	0,24	-	-	0,20	0,20
4.5	0,33	0,26	-	-	0,20	0,23	-	-	-	-	0,33	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-

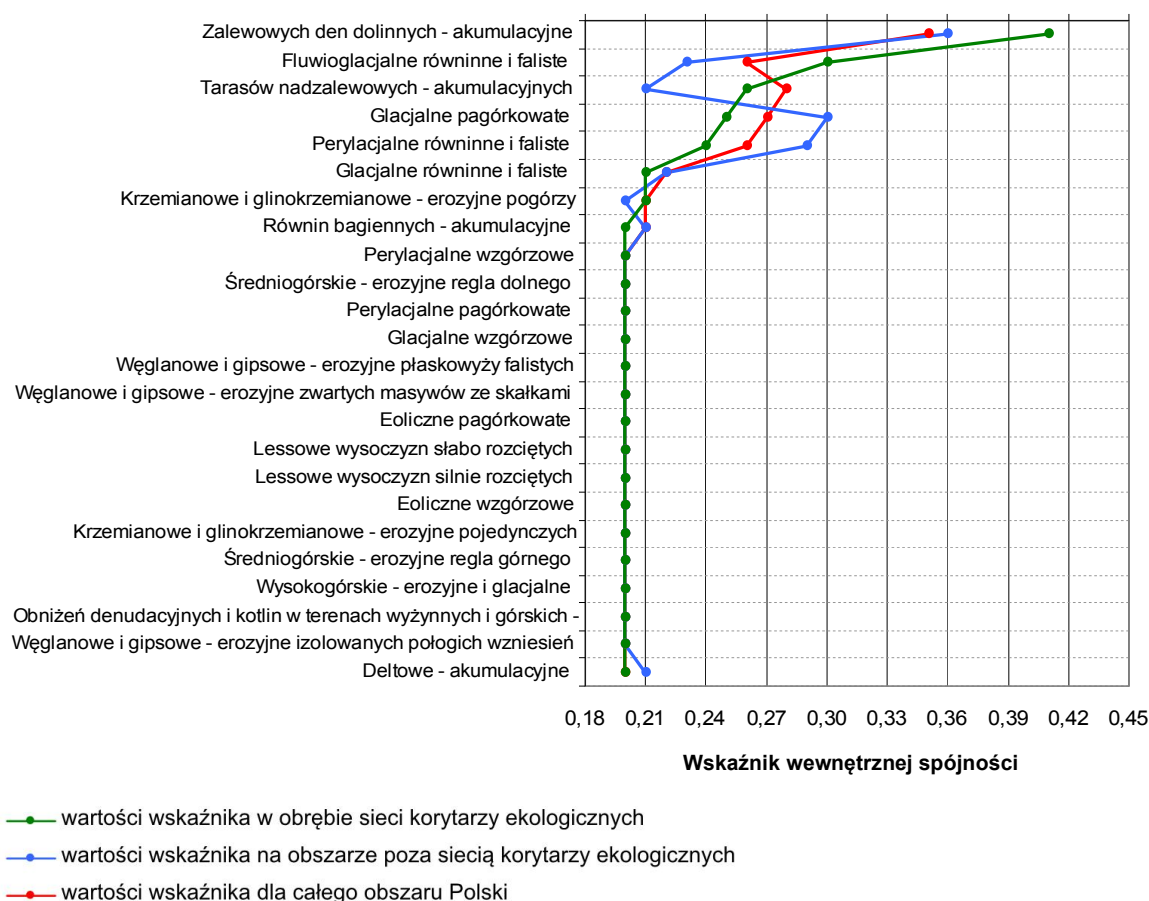
W województwie lubelskim, w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, zanotowano silny związek krajobrazów zalewowych den dolinnych (4.1), obejmujących aż 16,8% powierzchni, z terenami rolnymi (zajmującymi 51,0% terenu), co świadczyć może o silnie antropogenicznym charakterze tych obszarów.

Stosunkowo często pojawiają się też silne związki pomiędzy terenami podmokłymi oraz obszarami wodnymi a zalewowymi dnami dolin, zarówno w obrębie sieci korytarzy ekologicznych (podlaskie, mazowieckie, łódzkie, małopolskie), jak i poza nią (dolnośląskie, śląskie, podlaskie, mazowieckie, opolskie, podkarpackie, małopolskie).

Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności w poszczególnych województwach zawierają się w przedziale od 0,20 do 1. Wartości równe jeden zanotowano wyłącznie w przypadku, gdy krajobraz danego typu zajmuje na analizowanym obszarze minimalną powierzchnię. Wydaje się, iż dla rzeczywistego obrazu sytuacji należy odrzucić te wartości i przyjąć kolejną najwyższą wartość wskaźnika. W takim wypadku wartości analizowanego wskaźnika obejmują przedział 0,20-0,63 (Tab.8). Typami krajobrazu, które występowały we wszystkich analizowanych województwach, zarówno w obrębie korytarzy ekologicznych, jak i poza nimi, były zalewowe dna dolinne (4.1) oraz tarasy nadzalewowe (4.2). W niemal każdym przypadku wartości wskaźników dla zalewowych den dolinnych (4.1) są wyższe niż dla tarasów nadzalewowych (4.2), czyli powiązanie tego typu krajobrazu z pokryciem terenu jest silniejsze.

Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności dla różnych krajobrazów (wyliczone na podstawie danych wyjściowych, bez podziału na województwa) zawierają się w przedziale od 0,20 do 0,41 (Ryc. 36). W obrębie sieci korytarzy ekologicznych najwyższą wartość wskaźnika (najsilniejsze powiązania pionowe) odnotowano w krajobrazach zalewowych den dolinnych (4.1) – wynosiła ona 0,41. Silne powiązania pionowe w obrębie sieci korytarzy ekologicznych odnotowano również dla krajobrazów fluwioglacjalnych równinnych i falistych (1.3.1) oraz dla tarasów nadzalewowych (4.2). Wartość wskaźnika wewnętrznej spójności wyniosła odpowiednio – 0,30 i 0,26.

Podobnie jak w przypadku wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) oraz wskaźnika wewnętrznej spójności, miarę przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) obliczono zarówno dla poszczególnych województw, jak i dla całego kraju, osobno w obrębie sieci korytarzy oraz poza nią (por. załącznik 2).

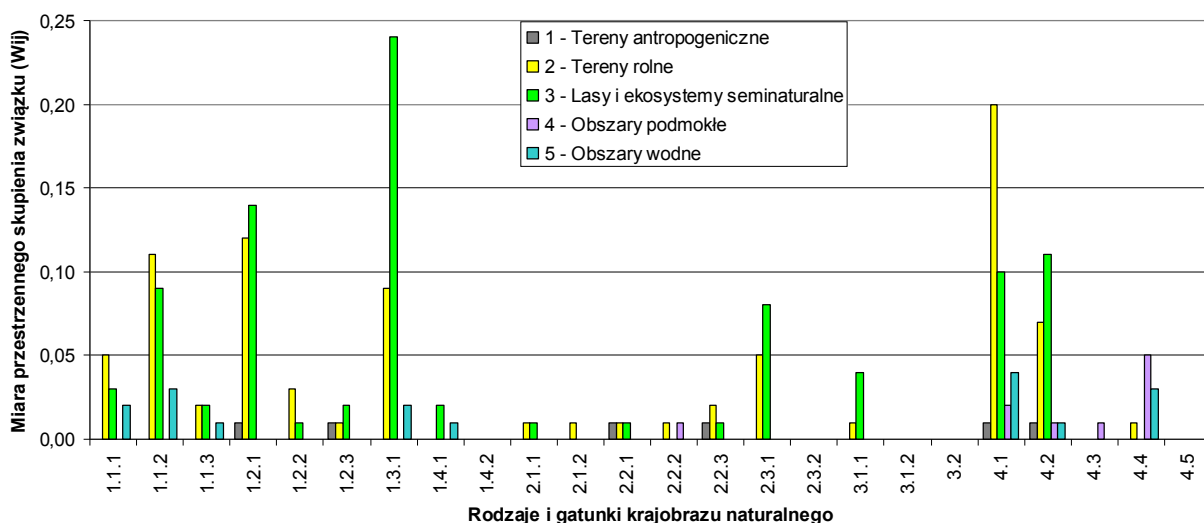


Ryc. 36. Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności obliczone dla krajobrazów – w obrębie całej sieci korytarzy ekologicznych, poza siecią korytarzy oraz dla całej Polski (źródło: oprac. własne)

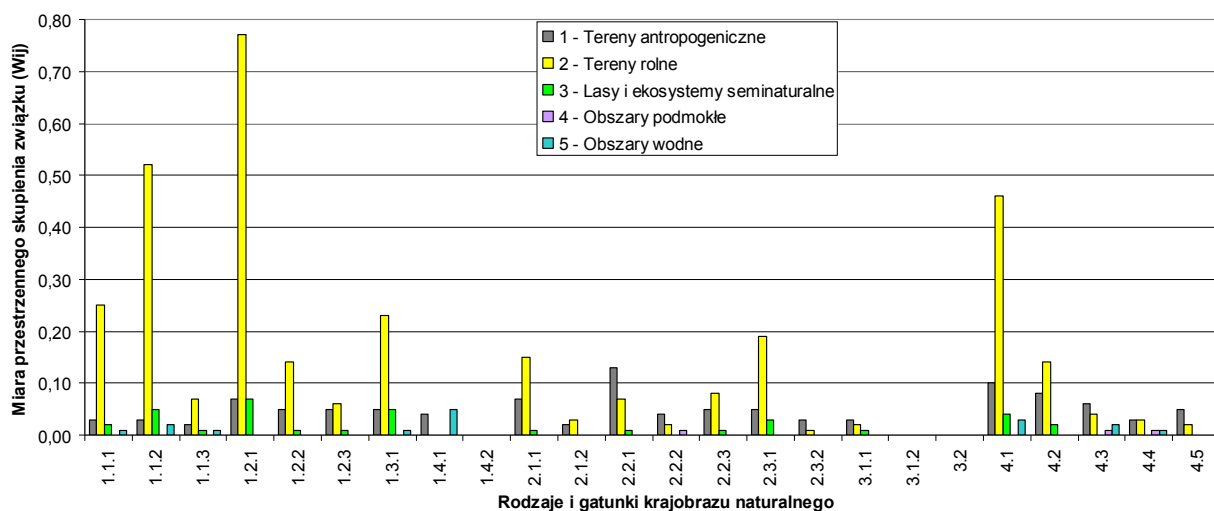
Najsilniejsze skupienie związku krajobrazu z pokryciem terenu w obrębie całej sieci korytarzy ekologicznych odnotowano dla krajobrazów fluwioglacjalnych równinnych i falistych (1.3.1) oraz lasów i ekosystemów seminaturalnych (wartość wskaźnika 0,24). Na drugim miejscu znalazł się związek zalewowych den dolinnych (4.1) z terenami rolnymi - wartość wskaźnika 0,20. W obrębie sieci korytarzy ekologicznych stwierdzono silniejsze powiązania części krajobrazów z lasami i ekosystemami seminaturalnymi oraz znacznie słabsze powiązania z terenami rolnymi (Ryc. 37). Odwrotna sytuacja wystąpiła na obszarze poza siecią, gdzie dominowały związki z terenami rolnymi (Ryc. 38).

Najwyższe wartości miary przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach wahają się od 0,19 w województwie dolnośląskim (związek między terenami rolnymi oraz krzemianowymi i glinokrzemianowymi krajobrazami pogórzy – 2.3.1) a 0,46 w pomorskim (między lasami i ekosystemami seminaturalnymi oraz równinnymi i falistymi nizinami fluwioglacjalnymi – 1.3.1). Wysokie wartości wskaźnika ($W_{ij}=0,33$) zanotowano

w sieci korytarzy województwa opolskiego, dla związku między lasami i terenami seminaturalnymi (3) a równinnymi i falistymi nizinami fluwioglacjalnymi (1.3.1) oraz żyzniejszymi równinnymi i falistymi nizinami peryglacjalnymi (1.2.1). Korytarze województwa małopolskiego odznaczały się najsilniejszymi powiązaniami terenów leśnych i seminaturalnych (3) ze średniogórkimi krajobrazami regla dolnego (3.1.1, $W_{ij}=0,34$) oraz krzemianowymi i glinokrzemianowymi krajobrazami pogórzy (2.3.1, $W_{ij}=0,28$).



Ryc. 37. Miara przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla sieci korytarzy ekologicznych w Polsce (źródło: oprac. własne)

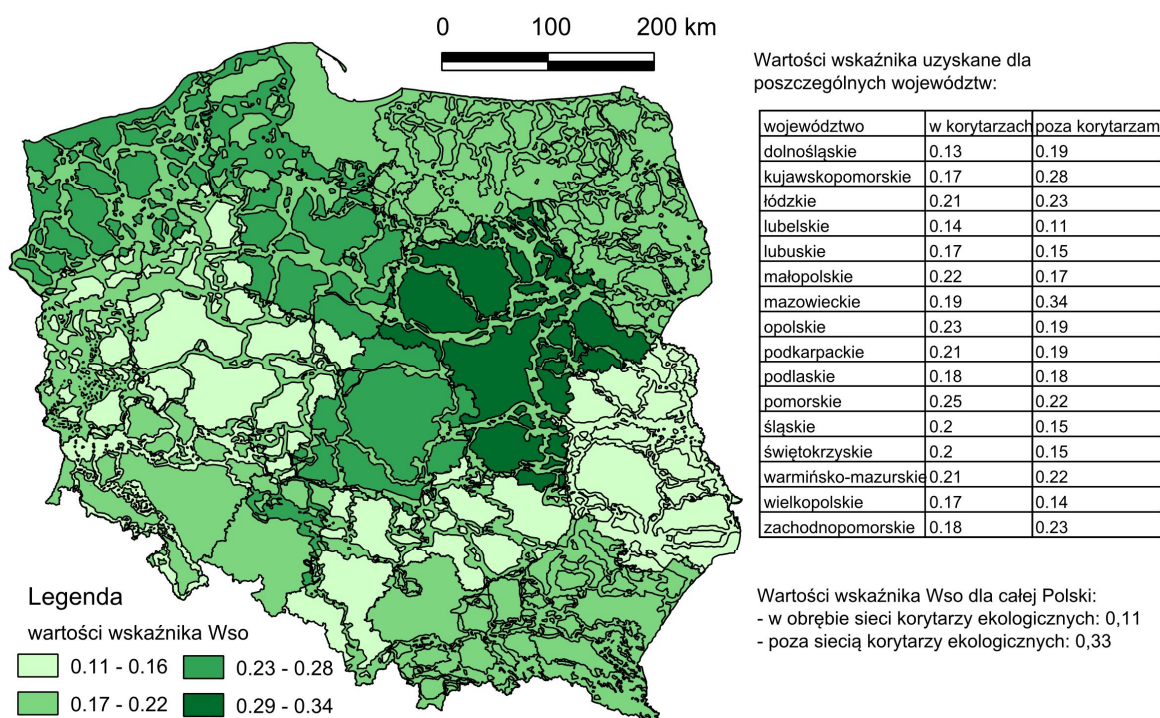


Ryc. 38. Miara przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla obszaru poza siecią korytarzy ekologicznych w Polsce (źródło: oprac. własne)

Miara przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) przyjmowała najwyższe wartości dla związków pomiędzy typami krajobrazów a klasami pokrycia terenu o największej zajmowanej powierzchni (por. Załącznik 2). Wysokim wartościom wskaźnika sprzyja

zatem duży udział jednego typu krajobrazu użytkowanego w ten sam sposób (por. Ostaszewska, 2002).

Kolejnym analizowanym wskaźnikiem był ogólny wskaźnik skupienia związku (W_{so}), będący pochodną miary przestrzennego skupienia związku. Przedziały wartości wskaźnika oraz przestrzenny rozkład jego wartości przedstawia Ryc. 39. Najwyższą wartość wskaźnika w obrębie sieci korytarzy uzyskano dla województwa pomorskiego (wynosiła ona 0,25), najniższą zaś (0,13) dla województwa dolnośląskiego.



Ryc. 39. Wartości ogólnego wskaźnika skupienia związku w obrębie sieci korytarzy ekologicznych i poza nią oraz różnica między tymi wartościami dla poszczególnych województw (źródło: oprac. własne)

Województwami w których spójność krajobrazu w obrębie sieci okazała się większa niż poza nią są: lubelskie, lubuskie, małopolskie, opolskie, podkarpackie, pomorskie, śląskie, świętokrzyskie i wielkopolskie. Największa przewagą wartości wskaźnika W_{so} w obrębie sieci korytarzy nad wartością poza nimi stwierdzono w województwach śląskim, świętokrzyskim i małopolskim. W województwach dolnośląskim, kujawsko-pomorskim, łódzkim, mazowieckim, warmińsko-mazurskim i zachodniopomorskim spójność krajobrazu poza siecią korytarzy okazała się większa niż w jej obrębie. Największe różnice w wartości wskaźnika odnotowano w województwach mazowieckim i kujawsko-pomorskim.

W przestrzennym rozkładzie wartości ogólnego wskaźnika skupienia związku (W_{so}) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych nie obserwuje się określonych prawidłowości (Ryc. 39). Poza obszarem korytarzy ekologicznych najwyższe wartości wskaźnika odnotowano w centralnej Polsce (mazowieckie, łódzkie i kujawsko-pomorskie) oraz w województwie zachodniopomorskim.

5.3. Podsumowanie wyników

W obrębie sieci korytarzy ekologicznych stwierdzono silniejsze powiązania krajobrazów naturalnych z lasami i ekosystemami seminaturalnymi oraz znacznie słabsze powiązania z terenami rolnymi. Natomiast poza siecią korytarzy ekologicznych silne związki zanotowano głównie dla terenów rolnych. Uzyskane wyniki są zgodne z oczekiwaniami – w obrębie sieci korytarzy ekologicznych struktura pionowa charakteryzuje się silnymi związkami (W_{xy}) między lasami i terenami seminaturalnymi a typami krajobrazu, które nie stwarzają korzystnych warunków dla rolnictwa (por. Tab. 7). Są to m.in. krajobrazy średniogórskie erozyjne regla górnego (3.1.2) i wysokogórskie (3.2), niziny eoliczne wzgórzowe (1.4.2) oraz pagórkowate (1.4.1) a także równinne i faliste niziny fluwioglacjalne (1.3.1). Związki pokrycia terenu z komponentami abiotycznymi stwierdzone w wyniku analizy wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) pozwoliły na pośrednie wnioskowanie o związku użytkowania z glebami i warunkami wodnymi krajobrazu. W obrębie korytarzy ekologicznych lasy i tereny seminaturalne są silnie powiązane z glebami niskiej jakości – słabo wykształconymi, zbyt przepuszczalnymi, zakwaszonymi, ubogimi w próchnicę, o wadliwych stosunkach wodnych. Są one najczęściej siedliskami zbiorowisk iglastych. Silne związki stwierdzone w obrębie wymienionych typów krajobrazu świadczą zarazem o większej ich naturalności.

Najsilniejsze skupienie związku, mierzone miarą przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla sieci korytarzy ekologicznych w obrębie całej Polski, odnotowano dla krajobrazów równinnych i falistych nizin fluwioglacjalnych (1.3.1) oraz lasów i ekosystemów seminaturalnych, a także dla związku zalewowych den dolinnych (4.1) z terenami rolnymi. Wyniki te potwierdzają silne powiązania lasów i terenów seminaturalnych z siedliskami ubogimi, o głębokim zwierciadle wód podziemnych, wykazane wcześniej za pomocą wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}). Ponadto wskazują na związek terenów rolnych z żyznymi obszarami dolin rzecznych w obrębie tarasów

zalewowych. Dla obszarów tych charakterystyczne jest płytkie zwierciadło wód gruntowych oraz okresowe zalewy; mady oraz gleby bagienne stanowią siedliska łąkowe lub grądowe. Obecnie tereny takie wykorzystywane są głównie jako łąki i pastwiska, a w sprzyjających warunkach - pod uprawy.

Analiza najwyższych wartości wskaźnika W_{ij} w korytarzach ekologicznych poszczególnych województw potwierdziła silny związek między lasami i ekosystemami seminaturalnymi oraz równinnymi i falistymi nizinami fluwioglacjalnymi – 1.3.1 (pomorskie, opolskie). Wysokie wartości wskaźnika W_{ij} w obrębie sieci korytarzy zanotowano także dla związku między lasami i terenami seminaturalnymi (3) a równinnymi i falistymi nizinami peryglacjalnymi (1.2.1) (opolskie), średniogórkimi krajobrazami regla dolnego (3.1.1) oraz krzemianowymi i glinokrzemianowymi krajobrazami pogórzy (2.3.1) (małopolskie). Wyniki na poziomie poszczególnych województw pozwalają zatem wnioskować o stosunkowo silnych powiązaniach obszarów leśnych i seminaturalnych nie tylko z ubogimi siedliskami nizin fluwioglacjalnych, ale na niektórych obszarach także z nieco żyzniejszymi nizinami peryglacjalnymi, stanowiącymi siedliska borów mieszanych i grądów, o zróżnicowanej dostępności wód. W krajobrazach gór i pogórzy charakterystyczne są silne związki obszarów leśnych i seminaturalnych z terenami zajęтыми przez gleby kwaśne, o dużym powierzchniowym lub podpowierzchniowym odpływie wód, będącymi siedliskami borów mieszanych (w tym lasów jodłowo-bukowych regla dolnego) i grądów (na obszarze pogórzy). Wysoka wartość wskaźnika świadczy o stosunkowo dużej naturalności tych obszarów.

Najwyższe wartości ogólnego wskaźnika skupienia związku (W_{so}) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych odnotowano w województwach pomorskim (0,25), opolskim (0,23) i małopolskim (0,22). Wynikają one ze wspomnianych wyżej powiązań między użytkowaniem a cechami krajobrazu tych obszarów. Najwyższą wartość ogólnego wskaźnika skupienia związku (0,34) zanotowano poza siecią korytarzy ekologicznych w województwie mazowieckim. Wynikała ona z silnego ($W_{ij}=0,57$) związku równinnych i falistych nizin peryglacjalnych (1.2.1) z terenami rolnymi (2), które zajmują aż 79,6% obszaru.

Najwyższe wartości wskaźnika wewnętrznej spójności w obrębie sieci korytarzy ekologicznych odnotowano w krajobrazach zalewowych den dolinnych (4.1).

6. Chronostruktura

6.1. Metody i wskaźniki

Analizy chronostruktury dotyczą wieku, dynamiki oraz ewolucji (w tym także antropogenicznej) krajobrazu (por. rozdział 2.3). Polegają zazwyczaj na prześledzeniu zmian określonych parametrów w kolejnych okresach. Często analizowanym parametrem jest pokrycie terenu i jego zmiany związane z czynnikami naturalnymi lub antropopresją. Zmiany te można zidentyfikować na podstawie analizy materiałów kartograficznych i zdjęć satelitarnych z różnych okresów, a także badań paleoekologicznych, paleobotanicznych, geologicznych i archeologicznych (Pietrzak 1998).

Jedną z metod badania chronostruktury jest analiza zmian wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej (omówionych w rozdziale 4.1) w określonych odstępach czasowych. Przykładem może być wykonana przez Olssona i in. (2000) ocena procesu fragmentacji środowiska dwóch dolin w Norwegii na podstawie zmian liczby oraz średniej wielkości płątów leśnych. Autorzy jako materiał do analiz wykorzystali zdjęcia lotnicze z różnych okresów. Wykonali także porównanie map topograficznych z zastosowaniem technik GIS. Podobną metodę zastosował również Koziół (2008) w badaniach doliny Wieprza, wykonując szczegółowe analizy dla dwóch horyzontów czasowych (1977 i 2001) i tworząc bazy danych pokrycia terenu na podstawie map w skali 1:10 000. W analizach chronostruktury często wykorzystywane są też zdjęcia satelitarne (Crews-Meyer 2004, Wolter i White 2002, Lausch i Herzog 2002) oraz ogólnodostępne bazy danych wektorowych (CORINE), będące wynikiem interpretacji zdjęć satelitarnych (Feranec i in. 2006). O'ahel' i in. (2007) w celu oceny zmian długookresowych wykonali analizę porównawczą map krajobrazowych i bazy CORINE Land Cover. Válková (2007) do analiz zmian pokrycia terenu wykorzystwała zarówno mapy (z roku 1986), jak i bazę danych CORINE Land Cover (dla roku 2006).

Do analiz chronostruktury stosuje się również metodę kwestionariuszy i wywiadów. Olsson i in. (2000) przeprowadzili je wśród rolników, a dotyczyły one m.in. liczby zwierząt gospodarskich oraz sposobu użytkowania gospodarstw obecnie i w przeszłości.

Często poruszonym zagadnieniem, związanym z badaniem chronostruktury, są zmiany w strukturze i rozmieszczeniu populacji różnych grup fauny w reakcji na

zmiany krajobrazu. Badania nad zmianami populacji gryzoni i ryjówek prowadzili między innymi De la Peña i in. (2003).

W niniejszej pracy do analizy chronostruktury korytarzy ekologicznych wykorzystano bazy danych CORINE Land Cover Change (1990–2000 i 2000–2006). Na obszarze analizowanych województw wyróżniono główne typy zmian użytkowania. Zastosowano procedurę wzorowaną na pracy O’ahel’a i in. (2008). Autorzy wyróżnili sześć głównych typów zmian, z których każdy zawierał kilka podtypów. Główne zmiany to:

- urbanizacja,
- intensyfikacja rolnictwa,
- ekstensyfikacja rolnictwa,
- zalesienie,
- odlesienie,
- inne (pozostałe zmiany).

Na podstawie wyróżnionych typów zmian cytowani autorzy wskazali główne cechy rozwoju krajobrazu.

Na potrzeby niniejszej analizy wyróżniono dziewięć typów zmian, bez podziału na podtypy (Tab. 9 i Tab. 10) Następnie zidentyfikowano:

- zmiany główne (o powierzchni większej lub równej 5% powierzchni wszystkich zmian),
- zmiany poboczne (o powierzchni mniejszej niż 5%).

Analizę wykonano osobno dla sieci korytarzy oraz obszaru poza nią w każdym z województw.

Zidentyfikowane zmiany podzielono na dwie grupy:

- Z_1 – zmiany związane ze wzrostem antropopresji (odlesienia, intensyfikacja upraw, agraryzacja, urbanizacja i industrializacja);
- Z_2 – zmiany związane ze spadkiem antropopresji – wzrostem naturalności (zalesianie, ekstensyfikacja rolnictwa, sukcesja wtórna, renaturalizacja terenów antropogenicznych).

Następnie przeanalizowano powierzchniowe udziały tych dwóch grup procesów (oraz pozostałych zmian) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych i poza nią dla poszczególnych województw. Porównano także zmiany w okresie wcześniejszym (1990–2000) ze zmianami w okresie późniejszym (2000–2006).

Tab. 9. Typy zmian użytkowania terenu (źródło: oprac. własne, wzorowane na Otáhel' i in. 2008)

Typ zmiany	Kod	Rodzaje zmian (według kodów CORINE) występujące w obrębie analizowanych województw
urbanizacja industrializacja	U	Wszelkie zmiany terenów leśnych, rolnych, podmokłych oraz wodnych w tereny antropogeniczne lub terenów zielonych na obszarze miejskim na inne tereny antropogeniczne
intensyfikacja upraw	I	Zmiana na terenach rolnych z użytkowania mniej intensywnego na bardziej intensywne. Przyjęto następującą skalę intensywności użytkowania terenów rolniczych (od najmniej do najbardziej intensywnych): (1) łąki i pastwiska oraz tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej, (2) grunty orne, (3) sady i plantacje oraz złożone systemy upraw i działek.
ekstensyfikacja upraw	E	Zmiana na terenach rolnych: z użytkowania bardziej intensywnego na mniej intensywne. Skala j.w.
odlesienie	O	Zmiana pokrycia terenu z leśnego na inny (z wyjątkiem zmian zaklasyfikowanych do urbanizacji i industrializacji terenów leśnych).
zalesienie	Z	Zmiana pokrycia terenu na leśne.
sukcesja wtórna	S	Zarastanie terenów rolnych lub poeksploatacyjnych – zmiana na kategorię 324 (lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian) lub 333 (roślinność rozproszona).
renaturalizacja terenów antropogenicznych	N	Zmiany terenów antropogenicznych na obszary rolne, leśne, podmokłe i wodne oraz na tereny zielone w obrębie obszarów miejskich. Zmiana obszarów rolnych na obszary podmokłe
agraryzacja	R	Zmiana ekosystemów seminaturalnych w tereny rolnicze
pozostałe	P	Zakwalifikowano tu pozostałe zmiany.

Tab. 10. Kwalifikacja poszczególnych rodzajów zmian pokrycia terenu do dziewięciu typów (por. Tab. 9) (źródło: oprac. własne). W pierwszej kolumnie znajdują się kody CORINE pokrycia terenu przed zmianą, zaś w pierwszym wierszu – po zmianie (por. Tab. 4). Na przecięciu znajdują się literowe oznaczenia (kody) typu zmiany. Zaklasyfikowano tylko te zmiany, które wystąpiły na obszarze Polski

Kody zmian przed / po	112	121	122	124	131	132	133	141	142	211	212	222	231	242	243	311	312	313	321	322	324	331	333	411	412	511	512	523
112		P	P		P		P																					
121	P		P	N			P						N			N			N		N							
124																					N							
131			P							N			N	N	N		N				N		N				N	
132		P	P					N		N			N	N	N				N	N	N		N				N	
133	P	P	P					N		N			N		N				N		N						N	
141	U	U					U																					
142	P	P	P				P																					
211	U	U	U	U	U	U	U	U	U			I	E	I	E	Z	Z	Z			S		S				P	
222	U	U					U			E			E	P	E													
231	U	U	U		U	U	U	U	U	I		I		I		Z	Z	Z			S		P	N	N	N	N	
242	U	U	U	U	U	U	U			E		P	E			Z	Z	Z			S						P	
243	U	U	U	U	U	U	U			I		I	P	I		Z	Z	Z		P	S						P	
311	U	U	U		U	U	U		U	O			O		O			P	O								O	
312	U	U	U		U	U	U			O			O	O	O			P	O		O		O	P	P		P	
313	U	U	U	U	U	U	U			O			O	O	O		P		O		O			P	P		P	
321		U					U			P						Z		Z			S	P	P	P				
324	U	U	U	U	U	U	U			R	R		R		R	Z	Z	Z	P				P	P		P	P	
331													R		R				P		S		S			P	P	
333		U			U	U							R				Z		S		S	P				P	P	
334					U																S							
411			U		U		U			R			R		R	S					S						P	
412					U								R					S									P	
511																						P						
512		U			U	U							P		P						P			P				
521							P																					
523																						P						

W celu określenia różnorodności zachodzących zmian przeprowadzono dodatkową analizę liczby rodzajów zmian w poszczególnych województwach. Przez rodzaje zmian rozumiano zmiany z bazy danych CORINE Land Cover Change, które zostały wcześniej zaklasyfikowane do określonych typów (por. Tab. 10).

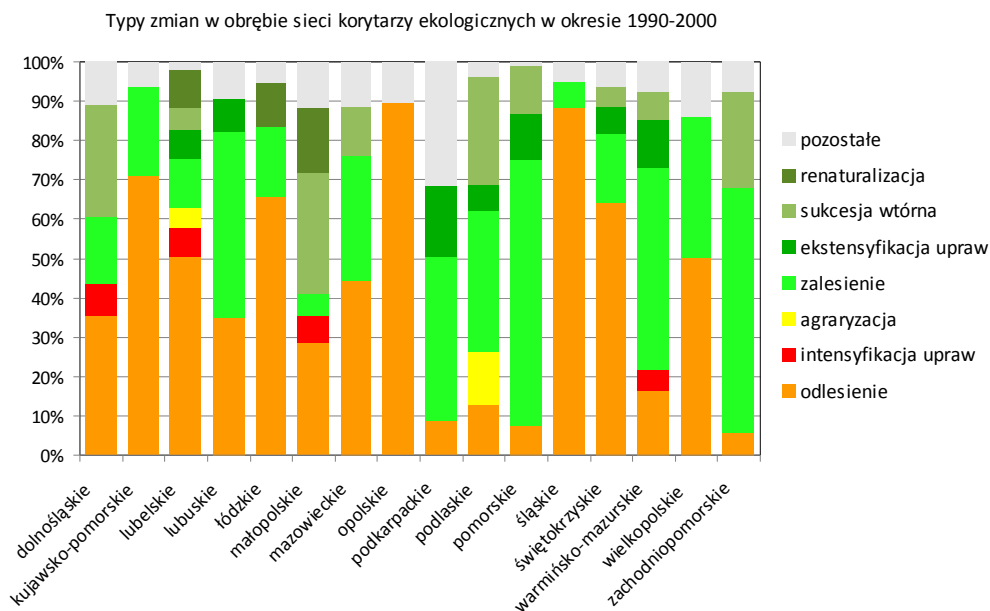
6.2. Wyniki

Analiza procesów zachodzących w dwóch analizowanych okresach wskazała na różnice między obszarem korytarzy ekologicznych a terenem poza nimi. Poza obszarem korytarzy ekologicznych zanotowano większą różnorodność typów zmian użytkowania terenu (Ryc. 40, Ryc. 41, Ryc. 42, Ryc. 43). Różnice widoczne są także pomiędzy poszczególnymi województwami. Na wykresach zmiany poboczne (o udziale powierzchni <5%) włączono do kategorii „pozostałe”. Procentowe udziały powierzchni poszczególnych rodzajów zmian zamieszczono w załączniku 4.

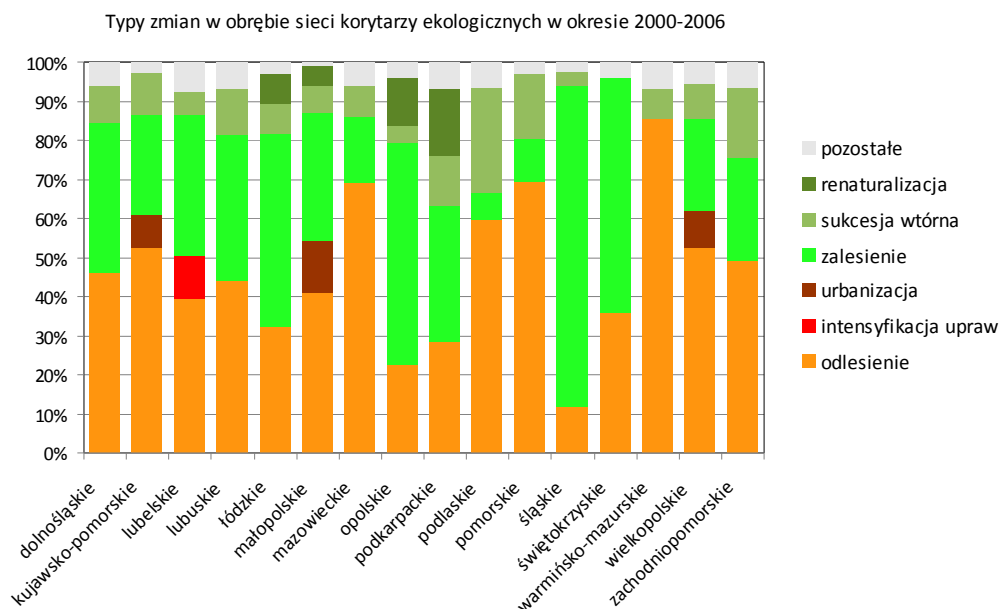
W obrębie korytarzy ekologicznych w latach 1990–2000 w siedmiu województwach dominowały zmiany z pierwszej grupy (Z_1 – wzrost antropopresji). Ich suma stanowiła ponad 50% wszystkich zmian w województwach: wielkopolskim (53,5%), lubelskim (64,0%), świętokrzyskim (65,5%), łódzkim (68,5%), kujawsko-pomorskim (73,4%), śląskim (89,8%) i opolskim (93,2%). We wszystkich wymienionych województwach dominującą zmianą w tej grupie były odlesienia. Zmiany związane ze wzrostem naturalności (Z_2) przeważały w ośmiu województwach: dolnośląskim (w sumie stanowiły 50,8%), małopolskim (55,1%), lubuskim (59,6%), podkarpackim (65,9%), podlaskim (70,0%), warmińsko-mazurskim (73,4%), pomorskim (91,4%) i zachodniopomorskim (91,9%). W wymienionych województwach wśród zmian związanych ze spadkiem antropopresji dominuje zalesianie. Wyjątkiem są województwa dolnośląskie i małopolskie, gdzie dominującą zmianą jest sukcesja wtórna (Ryc. 40). W województwie mazowieckim sumy udziałów powierzchniowych procesów z obu grup nie przekraczają 50% i stanowią odpowiednio 49,8% oraz 46,4% powierzchni wszystkich zmian.

W późniejszym analizowanym okresie (2000–2006), w obrębie sieci korytarzy ekologicznych procesy związane ze wzrostem antropopresji dominowały w województwach: lubelskim (obejmowały 52,7% powierzchni), zachodniopomorskim (52,8%), małopolskim (54,3%), kujawsko-pomorskim (61,8%), wielkopolskim (62,5%), podlaskim (63,4%), pomorskim (71,4%), mazowieckim (71,9%) i warmińsko-

mazurskim (87,7%). Przewagę zmian z drugiej grupy zanotowano natomiast tylko w sześciu województwach: lubuskim (52,6%), świętokrzyskim (61,9%), podkarpackim (65,0%), łódzkim (65,1%), opolskim (73,3%) i śląskim (86,0%). W województwie dolnośląskim udział zmian z obu grup wynosił po 49,5%. Podobnie jak w okresie wcześniejszym (1990–2000), dominującą zmianą w pierwszej grupie były odlesienia, natomiast w drugiej – zalesienia (Ryc. 41).



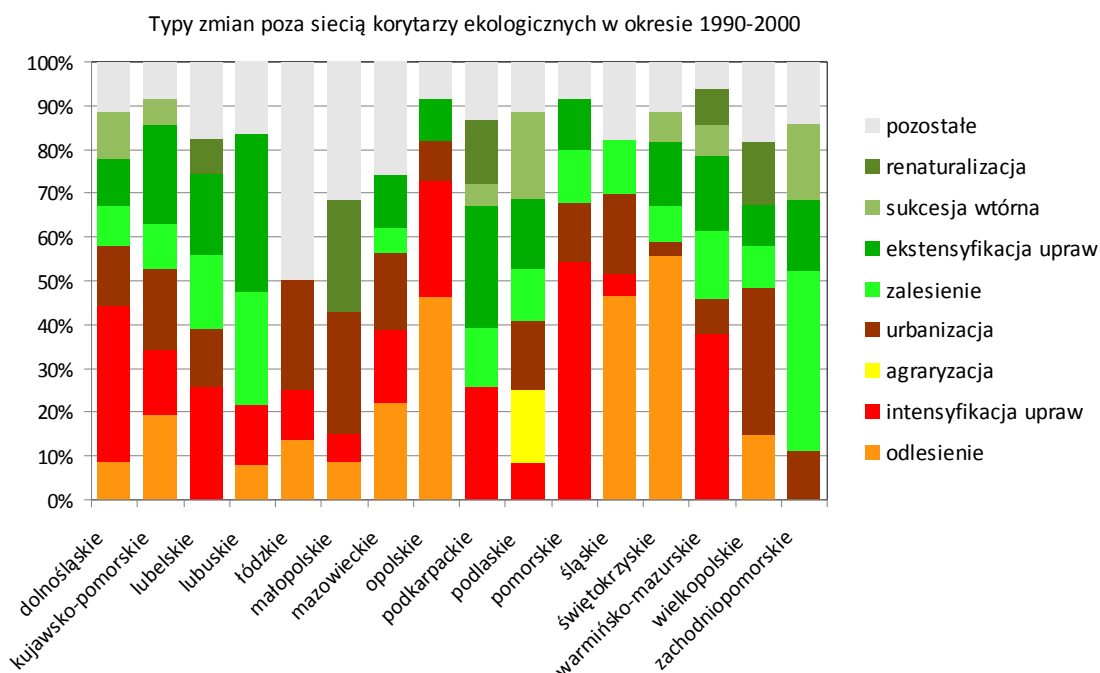
Ryc. 40. Typy przekształceń pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w latach 1990–2000, w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne). Kolorami żółtym, pomarańczowym i czerwonym zaznaczono typy zmian uznanych za negatywne, natomiast odcieniami zieleni – zmiany pozytywne. Pozostałe zmiany oznaczono kolorem szarym



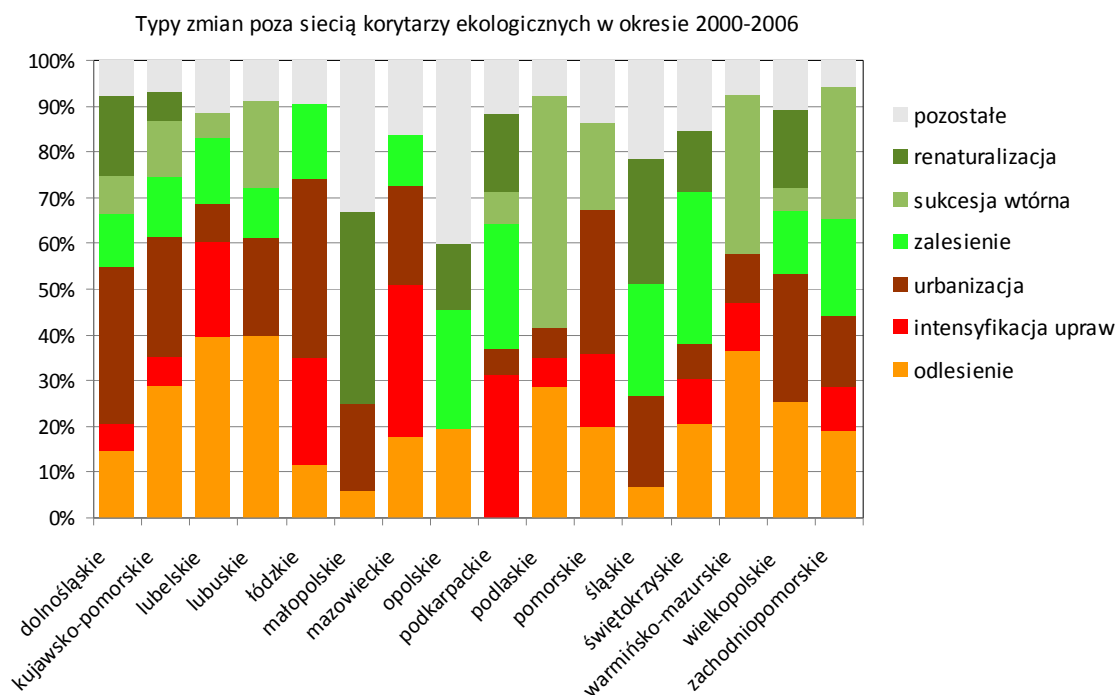
Ryc. 41. Typy przekształceń pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w latach 2000–2006, w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne). Kolorami pomarańczowym, czerwonym i brązowym zaznaczono typy zmian uznanych za negatywne, natomiast odcieniami zieleni – zmiany pozytywne. Pozostałe zmiany oznaczono kolorem szarym

Na obszarze poza siecią korytarzy ekologicznych w okresie 1990–2000 w większości województw przeważały zmiany związane ze wzrostem antropopresji. W województwie łódzkim stanowiły one 50,7% wszystkich zmian, w województwie wielkopolskim – 52,5%, kujawsko-pomorskim – 52,6%, mazowieckim – 56,3%, dolnośląskim – 58,7%, świętokrzyskim – 60,2%, pomorskim – 69,7%, śląskim – 69,8%, a opolskim – 81,9% (Ryc. 42). W okresie późniejszym (2000–2006) zmiany z pierwszej grupy przeważały w województwach: dolnośląskim (51,5%), wielkopolskim (56,7%), lubuskim (59,6%), pomorskim (60,1%), kujawsko-pomorskim (61,5%), lubelskim (64,9%), mazowieckim (68,6%) i łódzkim (74,0%) (Ryc. 43).

Zmiany związane ze wzrostem naturalności terenów poza obszarem korytarzy ekologicznych w okresie wcześniejszym (1990–2000, Ryc. 42) dominowały jedynie w trzech województwach – podkarpackim (61,2%), lubuskim (67,5%) oraz zachodniopomorskim (76,7%). W okresie późniejszym zanotowano je już w sześciu województwach (Ryc. 43). W warmińsko-mazurskim stanowiły 50,8%, podkarpackim – 51,3%, świętokrzyskim – 51,6%, śląskim – 53,3%, podlaskim – 57,7% a w zachodniopomorskim – 59,3%.



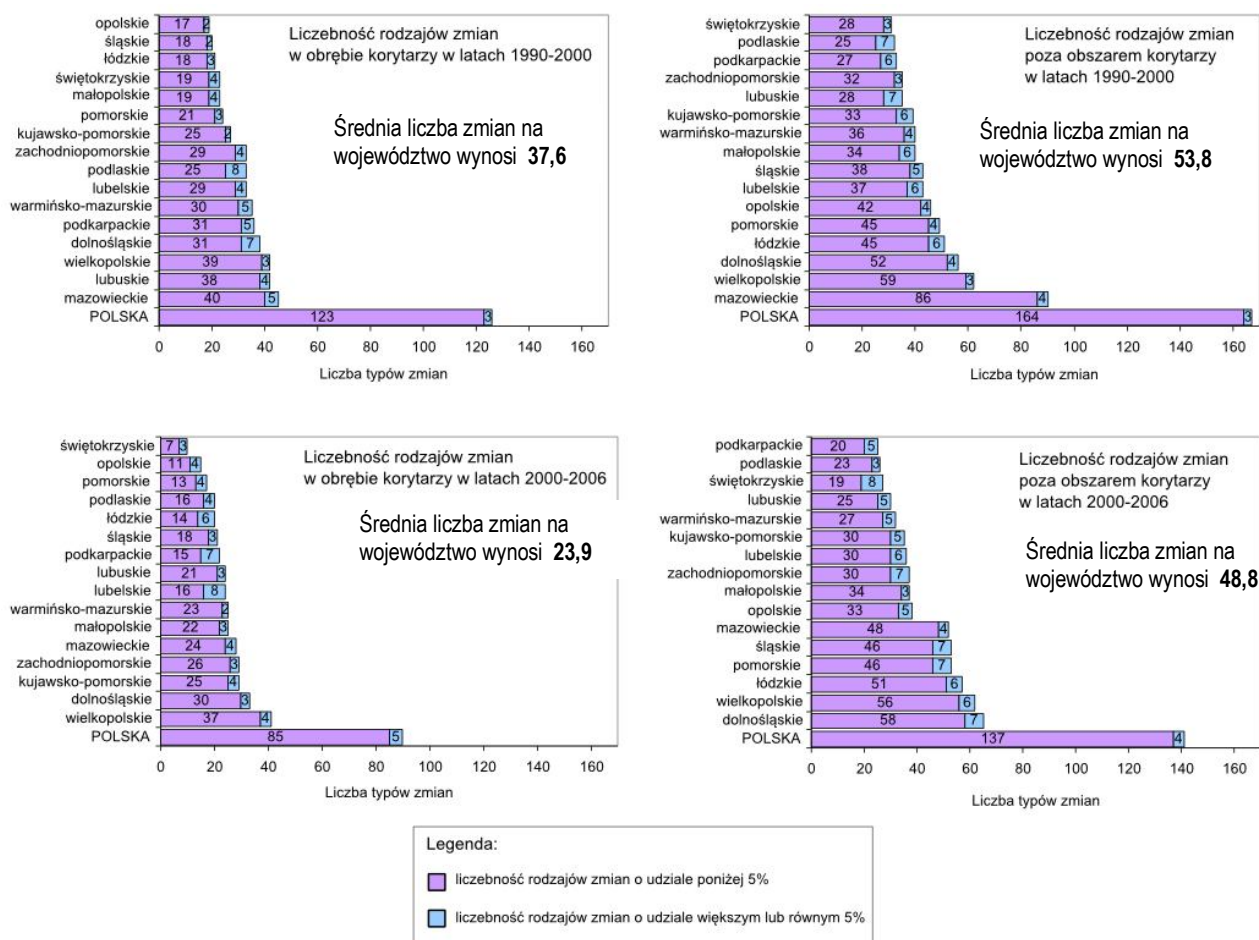
Ryc. 42. Typy przekształceń pokrycia terenu poza siecią korytarzy ekologicznych w latach 1990–2000, w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne). Kolorami: żółtym, pomarańczowym, czerwonym i brązowym zaznaczono typy zmian uznanych za negatywne, natomiast odcieniami zieleni – zmiany pozytywne. Pozostałe zmiany oznaczono kolorem niebieskim



Ryc. 43. Typy przekształceń pokrycia terenu poza siecią korytarzy ekologicznych w latach 2000-2006, w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne). Kolorami pomarańczowym, czerwonym i brązowym zaznaczono typy zmian uznanych za negatywne, natomiast odcieniami zieleni – zmiany pozytywne. Pozostałe zmiany oznaczono kolorem niebieskim

Na Ryc. 44 przedstawiono wyniki analizy różnorodności rodzajów zmian (zaklasyfikowanych wcześniej do dziewięciu wyróżnionych typów), jakie zaszły na obszarze sieci korytarzy ekologicznych i poza nią w analizowanych okresach. Na obszarach poza siecią korytarzy ekologicznych zaobserwowano większą różnorodność rodzajów zmian niż w jej obrębie. W latach 1990–2000 największa różnorodność zmian cechowała województwo mazowieckie. W obrębie korytarzy było to 40 rodzajów zmian pobocznych (o udziale powierzchni poniżej 5%) oraz 5 rodzajów zmian dominujących (o udziale powierzchni powyżej 5%), poza korytarzami natomiast 86 rodzajów zmian pobocznych i 4 dominujące.

W okresie późniejszym, zarówno w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, jak i poza nią, średnia liczba rodzajów zmian okazała się niższa niż w okresie wcześniejszym. W okresie 2000–2006 najwięcej rodzajów zmian odnotowano w województwach dolnośląskim i wielkopolskim.



Ryc. 44. Liczba rodzajów zmian jakie zaszły na obszarze sieci korytarzy ekologicznych oraz poza nią w dwóch analizowanych okresach, w poszczególnych województwach (źródło: oprac. własne)

6.3. Podsumowanie wyników

Analiza chronostruktury wykazała, iż w obrębie korytarzy ekologicznych dominującymi zmianami negatywnymi były odlesienia, pozytywnymi zaś – zalesienia i, w mniejszym stopniu, sukcesja wtórna. W latach 1990–2000 w siedmiu województwach (wielkopolskim, kujawsko-pomorskim, łódzkim, świętokrzyskim, opolskim, śląskim i lubelskim) przeważały zmiany związane ze wzrostem antropopresji. Zmiany związane ze wzrostem naturalności i spadkiem antropopresji dominowały w ośmiu województwach: zachodniopomorskim, pomorskim, warmińsko-mazurskim, podlaskim, lubuskim, dolnośląskim, małopolskim i podkarpackim. W okresie 2000–2006, w obrębie sieci korytarzy ekologicznych procesy związane ze wzrostem antropopresji przeważały w 9 województwach: zachodniopomorskim, kujawsko-pomorskim, pomorskim, warmińsko-mazurskim, podlaskim, wielkopolskim, mazowieckim, małopolskim i lubelskim. Dominację zmian związanych ze wzrostem

naturalności odnotowano tylko w sześciu województwach: lubuskim, łódzkim, opolskim, śląskim, świętokrzyskim i podkarpackim.

Różnorodność rodzajów zmian była większa poza siecią korytarzy niż w jej obrębie oraz większa w okresie wcześniejszym niż późniejszym. Różnica między dwoma analizowanymi okresami może częściowo wynikać z ich różnej długości (10 i 6 lat), zaś mniejsza różnorodność zmian w obrębie sieci korytarzy ekologicznych wynika najprawdopodobniej z mniejszej różnorodności pokrycia terenu.

Tab. 11 przedstawia udziały powierzchni zmian związanych z procesami antropopresji oraz naturalizacji w obrębie sieci korytarzy ekologicznych poszczególnych województw oraz ocenę tendencji zmian. Pominęto udziały procesów niezakwalifikowanych do żadnej z tych kategorii (por. Tab. 9 i Tab. 10)

Tab. 11. Udziały zmian związanych z antropopresją i z naturalizacją w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach oraz ocena tendencji tych zmian (źródło: oprac. własne). Objaśnienia kolorów w tekście

Województwo	1990-2000			2000-2006			Ocena tendencji
	Udział powierzchniowy zmian związanych ze wzrostem antropopresji	Udział powierzchniowy zmian związanych ze wzrostem naturalności	Ocena	Udział powierzchniowy zmian związanych ze wzrostem antropopresji	Udział powierzchniowy zmian związanych ze wzrostem naturalności	Ocena	
dolnośląskie	0,44	0,51	+/-	0,50	0,50	+/-	trwała równowaga zmian
kujawsko-pomorskie	0,73	0,25	-	0,62	0,37	-	trwale zmiany na gorsze
lubelskie	0,64	0,35	-	0,53	0,47	- /+	osłabienie dynamiki zmian niekorzystnych
lubuskie	0,37	0,60	+	0,47	0,53	+/-	trwale zmiany na lepsze
łódzkie	0,69	0,32	-	0,35	0,65	+	odwrócenie tendencji na pozytywną
małopolskie	0,40	0,55	+/-	0,54	0,45	- /+	równowaga zmian z lekką tendencją negatywną
mazowieckie	0,50	0,46	- /+	0,72	0,27	-	pogorszenie tendencji
opolskie	0,93	0,07	-	0,23	0,73	+	wyraźne odwrócenie tendencji na pozytywną
podkarpackie	0,13	0,66	+	0,31	0,65	+	trwale zmiany na lepsze
podlaskie	0,29	0,70	+	0,63	0,36	-	wyraźne odwrócenie tendencji na negatywną
pomorskie	0,08	0,91	+	0,71	0,29	-	wyraźne odwrócenie tendencji na negatywną
śląskie	0,90	0,09	-	0,14	0,86	+	wyraźne odwrócenie tendencji na pozytywną
świętokrzyskie	0,66	0,31	-	0,38	0,62	+	odwrócenie tendencji na pozytywną
warmińsko-mazurskie	0,25	0,73	+	0,88	0,12	-	wyraźne odwrócenie tendencji na negatywną
wielkopolskie	0,54	0,46	- /+	0,63	0,37	-	odwrócenie tendencji na negatywną
zachodniopomorskie	0,08	0,92	+	0,53	0,47	- /+	odwrócenie tendencji na negatywną

W czterech województwach zanotowano stały kierunek zmian. W lubuskim i podkarpackim były to trwale zmiany korzystne, związane z naturalizacją (kolor

ciemnozielony w Tab. 11). Stałą przewagę zmian niekorzystnych, związanych z antropopresją, odnotowano w kujawsko-pomorskim oraz lubelskim (kolor ciemnopomarańczowy w Tab. 11). W drugim z wymienionych województw wyraźnie widoczne jest jednak osłabienie ich dynamiki. W sześciu województwach (kolor pomarańczowy w Tab. 11) nastąpiło odwrócenie tendencji z pozytywnej na negatywną. W pierwszym z analizowanych okresów dominowały zmiany związane z naturalizacją, w drugim zaś odnotowano przewagę zmian związanych z antropopresją. Szczególnie wyraźne odwrócenie kierunku zmian nastąpiło w województwach: podlaskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W czterech województwach (kolor jasno zielony w Tab. 11) nastąpiło odwrócenie kierunku zmian z negatywnych na pozytywne. Szczególnie wyraźne odwrócenie tendencji miało miejsce w województwach: opolskim i śląskim. Dolnośląskie i małopolskie charakteryzowały się natomiast trwałą równowagą zmian (kolor żółty w Tab. 11).

Największy wzrost udziału procesów związanych z antropopresją zaobserwowano w korytarzach ekologicznych województw: zachodniopomorskiego, pomorskiego oraz warmińsko-mazurskiego. Zauważyć można, iż we wcześniejszym okresie (1990–2000) zmiany związane z antropopresją przeważały w korytarzach południowej i centralnej Polski. W późniejszym zaś okresie (2000–2006) ich udział znacząco wzrósł w województwach północnych, natomiast zmniejszył się na południu i w centrum kraju.

7. Etostruktura

7.1. Metody i wskaźniki

Metody analizy etostruktury zależą od sposobu, w jaki badacz rozumie pojęcie funkcjonowania krajobrazu (por. rozdz. 2.3). Z mnogością podejść wiąże się różnorodność metod. Lechnio (2007) zwraca uwagę, iż poza aspektem poznawczym, zadaniem stosowanych metod oceny funkcjonowania krajobrazu jest również zaspokojenie potrzeb praktycznych w dziedzinie zarządzania środowiskiem. Podkreśla, iż większość opracowań z dziedziny geoekologii koncentruje się na ocenie procesów biofizycznych lub społeczno-ekonomicznych, rozpatrywanych w relacji do struktury i funkcji krajobrazu. W nielicznych pracach prezentowane jest ujęcie kompleksowe, polegające m.in. na próbie konstrukcji modeli funkcjonowania krajobrazu.

Zdaniem Lechni i Richlinga (2005), model funkcjonowania krajobrazu powinien spełniać następujące kryteria:

- prostota i uzasadnienie fizyczne (empiryczne) zastosowanej formuły matematycznej,
- hierarchiczność, umożliwiającą szczegółowy opis podsystemów krajobrazu za pomocą modeli cząstkowych,
- łatwość identyfikacji parametrów modelu,
- walory poznawcze i praktyczne,
- zdolność do symulowania zmian.

Cytowani autorzy podkreślają, iż skomplikowany charakter powiązań przepływów materii, energii i informacji pomiędzy biotycznymi a abiotycznymi komponentami ekosystemów wywołuje trudności ich integralnego objaśnienia. Istniejące opracowania koncentrują się zatem najczęściej na wybranych procesach lub zjawiskach.

W przypadku wyboru określonych aspektów funkcjonowania, analiza ma charakter częściowy. Polega na wyliczeniu jakościowych wskaźników informujących o stanie określonych cech i komponentów lub zależnościach wybranych elementów. W niniejszej pracy z konieczności zastosowano właśnie takie podejście. Wynika ono z dwóch powodów. Pierwszym jest ograniczenie zakresu pojęcia „funkcjonowanie” do aspektów związanych z funkcjonowaniem korytarzy ekologicznych jako szlaków

migracji zwierząt (por. rozdział 2.2. i 2.3.), drugim – zakres możliwych do przeprowadzenia analiz.

Jak wspomniano w rozdz. 2.2, podstawowymi czynnikami wpływającymi na funkcjonowanie korytarzy jako szlaków migracji dużych ssaków są:

- sekwencja siedlisk o różnym stopniu przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej,
- fragmentacja środowiska,
- obecność barier.

Czynnikiem istotnym dla zarządzania siecią jest także jej układ, w tym obecność korytarzy na granicy województw. Prawidłowe funkcjonowanie sieci wymaga bowiem spójnego zarządzania po obu stronach granicy województwa.

Do analizy etostruktury zastosowano pięć metod, oceniających wspomniane aspekty funkcjonowania korytarzy. Były to:

1. wizualna ocena układu sieci korytarzy ekologicznych w obrębie poszczególnych województw;
2. porównanie udziałów różnych klas przydatności pokrycia terenu do pełnienia funkcji migracyjnej;
3. porównanie (w poszczególnych województwach) wskaźnika stopnia spójności środowiska w obrębie korytarzy ekologicznych (C – degree of coherence), zaproponowanego przez Jeagera (2000);
4. określenie powiązań z województwami sąsiednimi na podstawie analizy długości granic województwa leżących w obrębie sieci korytarzy ekologicznych;
5. ocena gęstości sieci dróg krajowych i autostrad w obrębie sieci korytarzy ekologicznych jako ilościowej miary zakłóceń (barier).

Wizualna ocena układu przestrzennego sieci korytarzy ekologicznych nacechowana jest subiektywizmem, ma charakter opisowy i nieprecyzyjny. Pozwala jednak na wyróżnienie pewnych cech charakterystycznych (w tym układu siedlisk) bez prowadzenia szczegółowych analiz ilościowych. Uwzględnione w niej elementy umożliwiają wskazanie obszarów szczególnie cennych i/lub wymagających działań ochronnych.

W ocenie wizualnej sieci korytarzy w poszczególnych województwach wzięto pod uwagę:

- długość i szerokość korytarzy ekologicznych,
- rozmieszczenie korytarzy w obrębie województwa,
- układ obszarów o różnej przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej,
- obecność w obrębie sieci spójnych obszarów o większej powierzchni, pełniących rolę płatów.

Aby ocenić układ terenów o różnym stopniu przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej, stworzono ich klasyfikację. Obejmuje ona pięciostopniową skalę i przedstawia się następująco:

- 0 – obszary nieprzydatne,
- 1 – obszary słabo przydatne,
- 2 – obszary średnio przydatne,
- 3 – obszary przydatne,
- 4 – obszary bardzo przydatne (optymalne).

W Tab. 12 przedstawiono klasyfikację poszczególnych typów wydzieleń bazy Corine Land Cover (CLC) według powyższej skali. Klasyfikację tę opracowano poprzez uproszczenie 6-stopniowej skali zaproponowanej przez Stachurę (2003 cyt. za Bielecką 2007), uwzględniając dane dotyczące wymagań i preferencji siedliskowych dużych ssaków, dla których wyznaczono korytarze ekologiczne (por. Jędrzejewski i in. 2004, Jędrzejewski i in. 2005, Fleury i Brown 1997, Hilty i in. 2006 s. 181–189)

Tab. 12. Klasy przydatności poszczególnych typów pokrycia terenu (wg. bazy CORINE Land Cover) do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego dla dużych ssaków (źródło: oprac. własne). W tabeli zamieszczono wszystkie klasy występujące w Polsce, nazwy klas zgodnie z bazą CLC

Klasa	Typy pokrycia terenu (w nawiasach podano kody w bazie danych CLC)
0	Zabudowa zwarta (111), Zabudowa luźna (112), Strefy przemysłowe lub handlowe (121), Tereny komunikacyjne (122), Porty (123), Lotniska (124), Miejsca eksploatacji odkrywkowej (131), Zwałowiska i hałdy (132), Budowy (133), Miejskie tereny zielone (141), Tereny sportowe i wypoczynkowe (142), Sady i plantacje (222), Złożony system upraw i działek (242)
1	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (211), Grunty orne ciągle nawadniane (212), Łąki i pastwiska (231), Plaże, wydmy i piaski (331), Odsłonięte skały (332), Roślinność rozproszona (333), Pogorzeliska (334)
2	Murawy i pastwiska naturalne (321), Wrzosowiska i zakrzaczenia (322), Cieki (511), Zbiorniki wodne (512), Morze i ocean (521)
3	Tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej (243), Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian (324)
4	Lasy liściaste (311), Lasy iglaste (312), Lasy mieszane (313), Bagna śródlądowe (411), Torfowiska (412)

Za obszary bardzo przydatne (klasa 4) uznano lasy liściaste, iglaste i mieszane oraz bagna śródlądowe i torfowiska. Są to tereny o charakterze najbardziej naturalnym,

dające schronienie i/lub zapewniające dostęp do wody. W obrębie wyznaczonych korytarzy ekologicznych są one terenami najcenniejszymi. Za obszary przydatne (klasa 3) uznano tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej oraz kategorię lasów i roślinności krzewiastej w stanie zmian⁶. Do klasy 2 (obszary średnio przydatne) włączono tereny otwarte, o niskiej lub średnio wysokiej roślinności, rzadko penetrowane przez człowieka, oraz cieki i zbiorniki wodne, które mogą być pokonywane przez duże ssaki w okresie zimowym. Niewielkie cieki nie są tu uwzględniane, gdyż, jak wiadomo, baza danych CORINE nie zawiera obiektów liniowych oraz obiektów o powierzchni mniejszej niż 25 ha. Zatem cieki oraz zbiorniki wodne znajdujące się w bazie są na tyle duże, że przekraczanie ich jest utrudnione (zwłaszcza dla mniejszych zwierząt).

W klasie 1 (obszary słabo przydatne) znalazły się grunty orne, łąki oraz obszary otwarte, pozbawione roślinności lub o szczątkowej pokrywie roślinnej. Za obszary całkowicie nieprzydatne (klasa 0) uznano tereny zabudowane i intensywnie użytkowane przez ludzi, a także, ze względu na ogrodzenia, sady i plantacje oraz złożony system upraw i działek.

Należy podkreślić, iż wymagania poszczególnych gatunków zwierząt są bardzo zróżnicowane. Niektóre z nich preferują na przykład sąsiedztwo terenów otwartych, gdzie szukają pożywienia. W przypadku migracji istotna jest również sekwencja siedlisk i ich wzajemne relacje. W skali województwa tak dokładna analiza byłaby jednak bardzo pracochłonna, dlatego też przedstawiona klasyfikacja przydatności poszczególnych typów pokrycia terenu do pełnienia funkcji szlaku migracji fauny jest koniecznym uproszczeniem.

Drugą zastosowaną metodą było porównanie udziałów terenów o różnej przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej. Wykorzystując opisaną powyżej klasyfikację, wykonano analizę udziałów klas w obrębie korytarzy ekologicznych. Przeprowadzono ją dla poszczególnych województw w obrębie sieci korytarzy oraz na obszarze bufora o szerokości 2 km wokół niej.

Trzecia metoda zastosowana do oceny funkcjonowania korytarzy ekologicznych wykorzystuje wskaźnik stopnia spójności (degree of coherence - C), zaproponowany przez Jaegera (2000). Wskaźnik ten został zdefiniowany w dwojaki sposób. Po pierwsze jako prawdopodobieństwo, że dwa osobniki umieszczone

⁶ Dla kategorii „lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian” (kod: 324) w dalszej części pracy stosowana będzie zamiennie skrócona wersja opisu kategorii w brzmieniu: „lasy i roślinność krzewiasta”

w różnych miejscach analizowanego obszaru odnajdą się. Po drugie jako prawdopodobieństwo, że dwa osobniki, które przed fragmentacją mogły poruszać się dowolnie na całym obszarze, po fragmentacji znajdują się w obrębie tego samego płatu. Wskaźnik wyraża się wzorem:

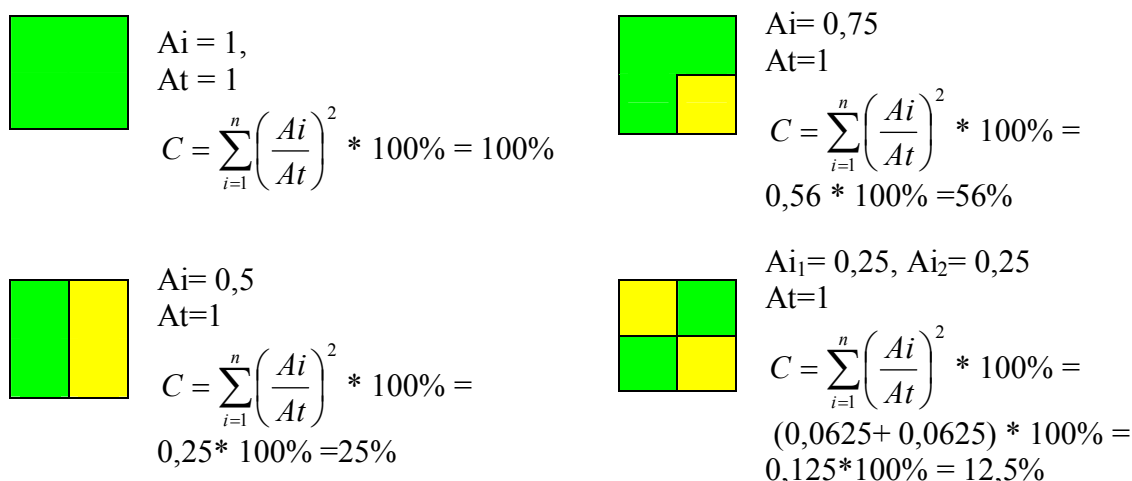
$$C = \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_t} \right)^2 * 100\%, \quad \text{gdzie:}$$

n – liczba płatów

A_i – powierzchnia płatu,

A_t – powierzchnia regionu (poła odniesienia)

Do obliczenia wskaźnika konieczne jest wyróżnienie dwóch kategorii pokrycia terenu: płatów oraz tła. W niniejszej pracy jako płaty przyjęto typy pokrycia terenu należące do czwartej kategorii przydatności (lasy liściaste, iglaste i mieszane, bagna śródlądowe, torfowiska), jako tło – pozostałe kategorie (por. Tab. 12). Wskaźnik ukazuje stopień fragmentacji środowiska naturalnego. Należy jednak pamiętać, że obszary potraktowane jako tło nie są „nieprzepuszczalne” i mogą być również wykorzystywane podczas migracji. Przykładowe wartości wskaźnika przedstawia Ryc. 45.



Ryc. 45. Przykładowe wartości wskaźnika stopnia spójności (degree of coherence) (źródło: oprac. własne na podstawie Jaegera 2000). Kolorem zielonym oznaczono płaty (A_i)

Długość granic administracyjnych w obrębie korytarzy ekologicznych wskazuje pośrednio na wielkość obszaru wymagającego współpracy sąsiednich województw. Z powodu skomplikowanego kształtu granicy, wartości w kilometrach należy traktować jako pewien wskaźnik, a nie rzeczywistą długość. Z tego powodu do analiz

wykorzystano wartości zestandaryzowane oraz udziały granic położonych w obrębie korytarzy ekologicznych w całkowitej długości granic międzywojewódzkich. W analizie wzięto pod uwagę jedynie granice pomiędzy województwami, pominięto zaś granice z sąsiednimi państwami.

Ostatnią z metod analizy etostruktury korytarzy ekologicznych była ocena zagęszczenia barier utworzonych przez drogi krajowe (czyli te o największym natężeniu ruchu). Szczegółowy spis lokalizacji konfliktowych obszarów, czyli miejsc przecięcia sieci korytarzy migracyjnych z istniejącą i planowaną siecią dróg, można znaleźć w opracowaniu Jędrzejewskiego i in. (2005), ma on jednak charakter jakościowy. W niniejszej pracy zastosowano natomiast podejście ilościowe. Wykorzystano dane uzyskane z Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad (drogi krajowe w formie wektorowej, w formacie shp). Dla każdego z województw oraz dla obszaru korytarzy w każdym z województw obliczono średnie zagęszczenie dróg krajowych wyrażone w m/km^2 . Następnie opracowano wskaźnik proporcji zagęszczenia dróg (P_{Zd}). Wyraża się on wzorem:

$$P_{Zd} = \frac{Z_{dk}}{Z_{dw}}, \quad \text{gdzie:}$$

Z_{dk} – zagęszczenie dróg w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w województwie,

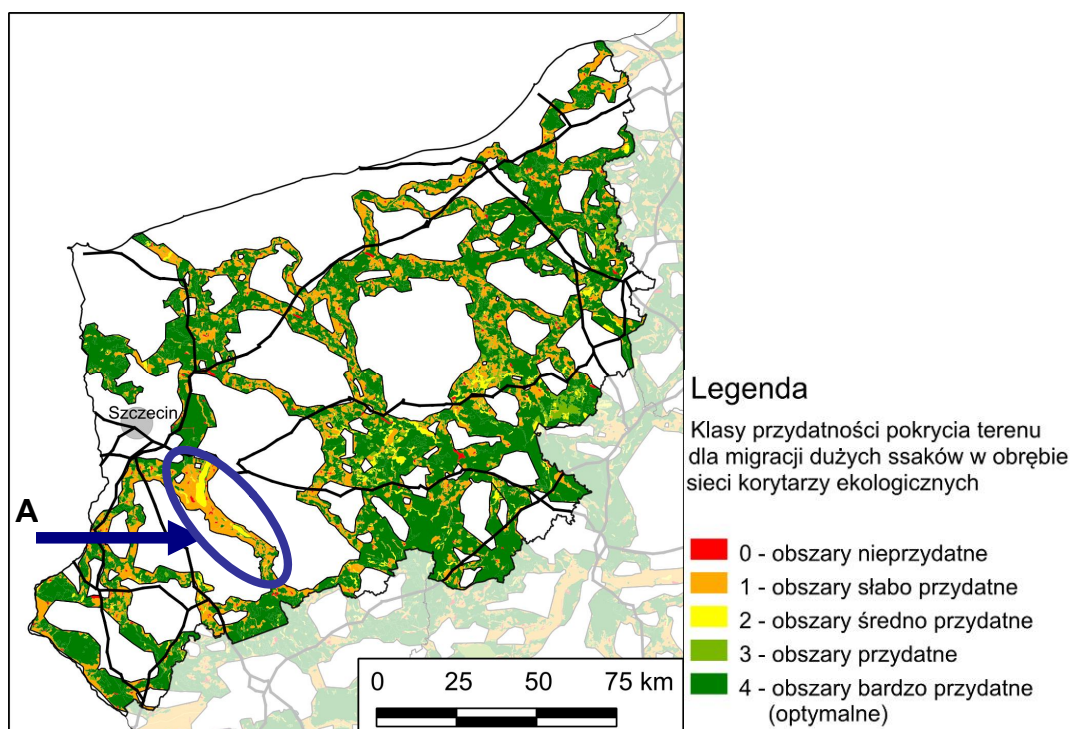
Z_{dw} – zagęszczenie dróg w obrębie województwa.

Wartość wskaźnika równa 1 oznacza, że średnia długość dróg krajowych w obrębie sieci korytarzy jest równa średniej dla całego województwa. Wartości poniżej 1 oznaczają, że średnia w obrębie korytarzy jest niższa niż w całym województwie, zaś wartości powyżej 1, że wyższa. Wskaźnik ten pozwolił porównać w sposób ilościowy poszczególne obszary.

7.2. Wyniki

Analizę wizualną sieci korytarzy przeprowadzono osobno dla każdego z województw, opisując cechy charakterystyczne układu sieci. Nazwy regionów fizycznogeograficznych podano za Kondrackim i Richlingiem (1994).

Sieć korytarzy województwa zachodniopomorskiego (Ryc. 46) jest dość równomiernie rozmieszczona w obrębie całego województwa.

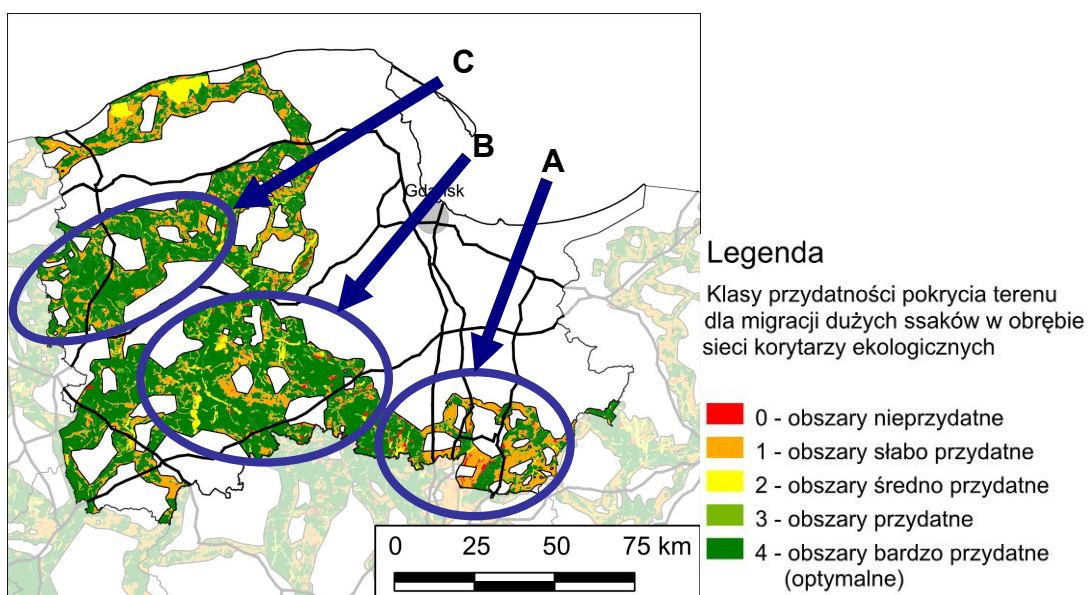


Ryc. 46. Sieć korytarzy ekologicznych województwa zachodniopomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Wykazuje wiele powiązań z województwami sąsiednimi. W pasie biegnącym przez środek województwa z południowego zachodu na północny wschód charakterystyczne są korytarze węższe i dłuższe niż w jego południowo-wschodniej części. Znaczne obszary sieci zajmuje czwarta (optymalna) klasa przydatności pokrycia terenu do pełnienia funkcji migracyjnej. Fragmenty o mniejszym udziale najwyższej kategorii przydatności mają układ mozaikowy. Wyróżniającym się fragmentem o przewadze obszarów niższych klas (1 i 2) jest odcinek oznaczony na Ryc. 46 literą A. Obejmuje on specjalny obszar ochrony siedlisk „Dolina Płoni i Jezioro Miedwie” (SDF Natura 2000 dla PLH320006) oraz obszar specjalnej ochrony ptaków „Jezioro Miedwie i okolice” (SDF Natura 2000 dla PLB320005). Położone są one w większości na Równinie Pyrzyckiej w obrębie Pobrzeża Szczecińskiego. Teren ten zajęty jest głównie

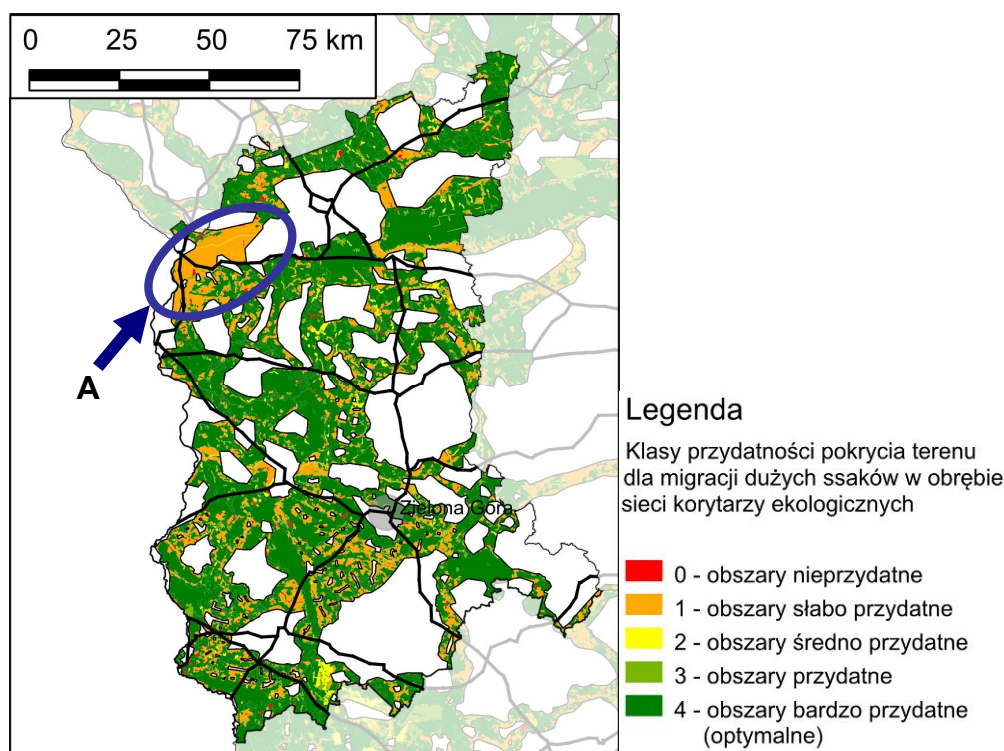
przez łąki i zarośla oraz tereny uprawne. Obszar jest cenny ze względu na wartości florystyczne oraz intensywne wykorzystywanie przez migrujące ptaki.

Województwo pomorskie charakteryzuje się większym zagęszczeniem korytarzy ekologicznych w zachodniej części. Występuje niewiele korytarzy długich i wąskich. Przeważają obszary zwarte, o charakterze płatów (w skali regionalnej), połączone szerokimi i krótkimi korytarzami. Większość terenów w ich obrębie zakwalifikowano do najwyższej klasy przydatności. Wyjątkiem jest fragment sieci znajdujący się w południowej części województwa, głównie w obrębie Pojezierza Iławskiego (oznaczony na Ryc. 47 literą A; według nazewnictwa Jędrzejewskiego i in. 2005 jest to odcinek „Lasy Iławskie - Dolina Dolnej Wisły”). Na obszarze tym notuje się duży udział terenów słabo przydatnych oraz nieprzydatnych, rozdzielających płaty terenów z najwyższej kategorii (głównie obszarów chronionego krajobrazu). Również północna część województwa charakteryzuje się nieco większym (niż w części centralnej) udziałem terenów słabo przydatnych, nie objętych żadną formą ochrony, poza częścią zajmowaną przez Słowiński Park Narodowy. Położone w części centralnej i zachodniej, duże obszary o charakterze płatów należą zazwyczaj do najwyższej klasy. Są to tereny Borów Tucholskich (oznaczone literą B na Ryc. 47) oraz obszar obejmujący Leśny Kompleks Promocyjny Lasów Warcińsko-Polanowskich i znaczna część Parku Krajobrazowego Doliny Słupi na Wysoczyźnie Polanowskiej i Pojezierzu Bytowskim (oznaczone literą C na Ryc. 47). Występuje dużo powiązań z obszarami sąsiednimi, z wyjątkiem wschodniej krawędzi województwa.



Ryc. 47. Sieć korytarzy ekologicznych województwa pomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

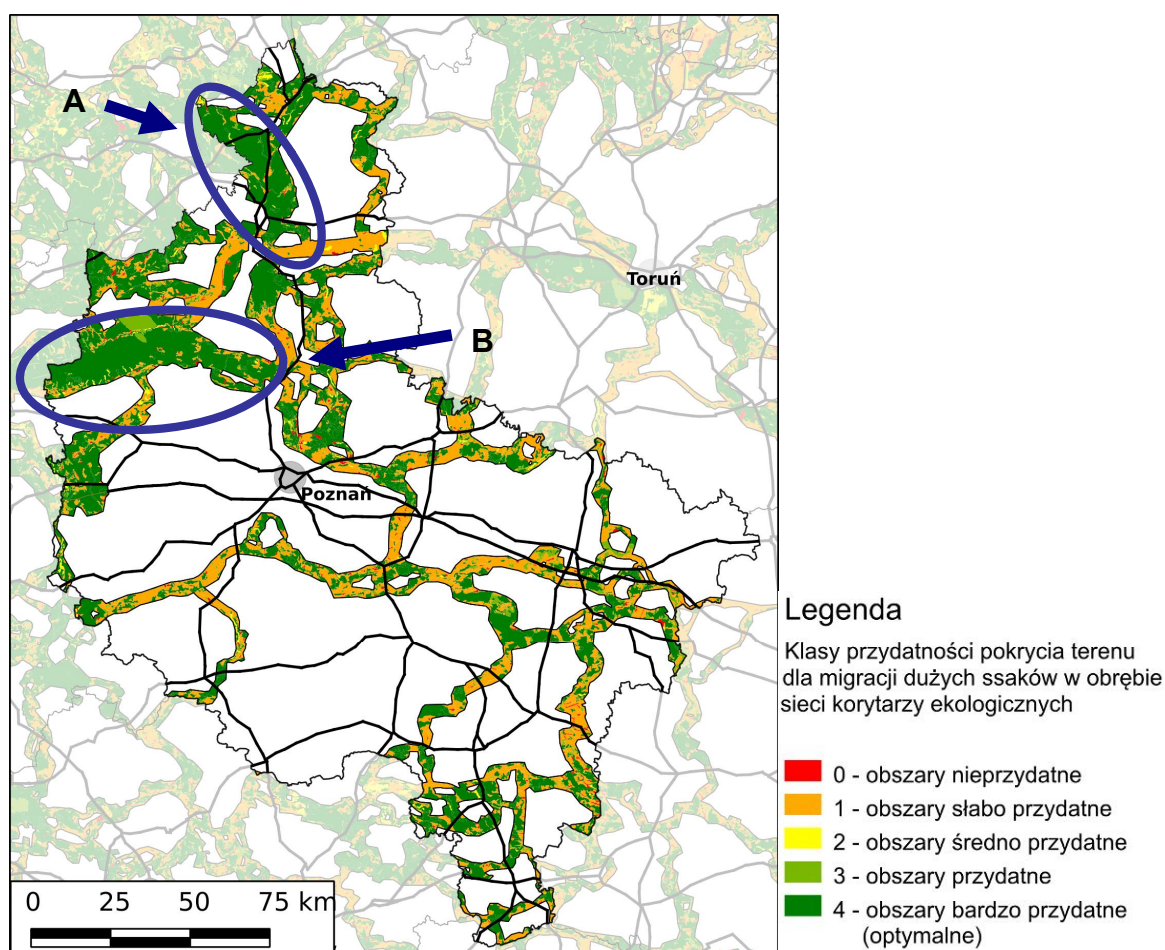
Województwo lubuskie jest pokryte równomiernie rozłożoną i najgęstsza, spośród wszystkich województw, siecią korytarzy ekologicznych. Korytarze są szerokie i krótkie, a wiele obszarów ma charakter płatów. Sieć obejmuje głównie tereny o wysokiej jakości (zakwalifikowane do 4 klasy przydatności), w większości jednak nie podlegające ochronie prawnej. Pod względem klasy przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej na niekorzyść wyróżnia się obszar Parku Narodowego „Ujście Warty”, położonego na zachodnim krańcu Kotliny Gorzowskiej (lit. A na Ryc. 48). Stanowi on mozaikę łąk, pastwisk, turzycowisk i trzcinowisk. Jest to roślinność typowa dla zagospodarowanych rolniczo dolin dużych rzek nizinnych, jednak ze względu na brak zwartych obszarów leśnych, mniej sprzyja migracji większości dużych ssaków.



Ryc. 48. Sieć korytarzy ekologicznych województwa lubuskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

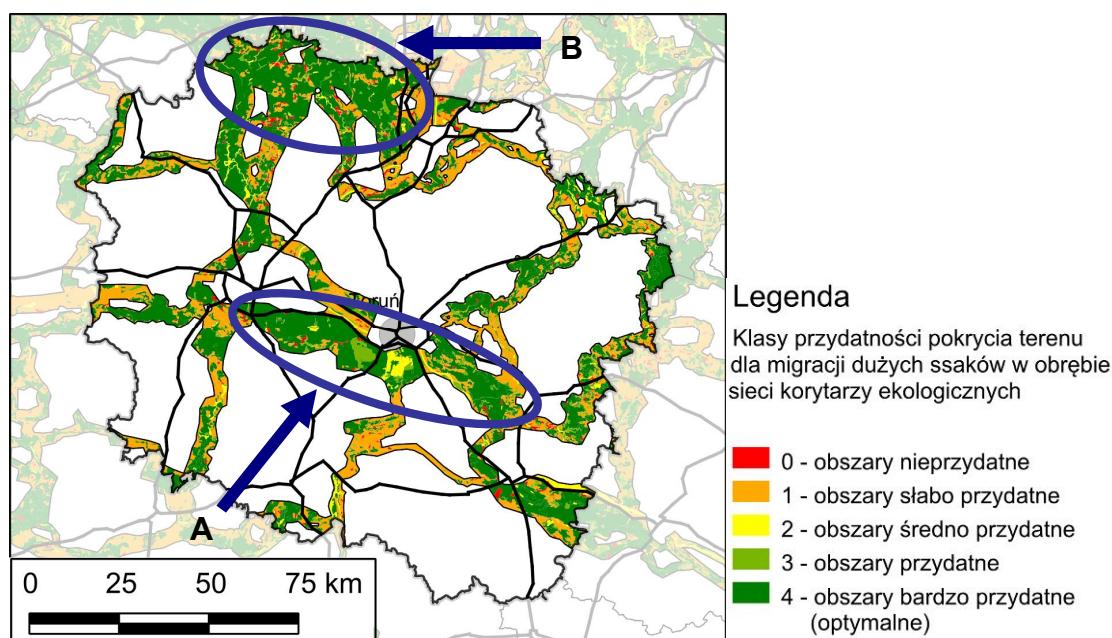
W województwie wielkopolskim można wyróżnić dwa obszary o charakterze zwartych płatów wysokiej jakości. Pierwszym z nich jest część Pojezierza Wałeckiego wraz z dolinami Gwdy, Dobrzycy i Rurzycy (lit. A na Ryc. 49), drugim zaś Puszcza Notecka położona w centralnej części Kotliny Gorzowskiej (lit. B na Ryc. 49). Oba te obszary znajdują się w północnej części województwa. Pozostała część sieci to głównie

korytarze o niższej jakości. Na wielu odcinkach tereny słabo przydatne do pełnienia funkcji migracyjnej (klasa 2) dominują na całej szerokości korytarza. Poza wymienionymi wyżej obszarami, sieć składa się głównie z długich i stosunkowo wąskich korytarzy, a ich węzły nie mają charakteru płatów. W obrębie sieci korytarzy można wyróżnić tylko kilka niewielkich, zwartych obszarów najwyższej klasy. Dużo powiązań z sąsiednimi województwami występuje tylko w północno-zachodniej części sieci, gdzie jest ona gęstsza i znacznie lepszej jakości. Na pozostałym obszarze województwa wielkopolskiego sieć jest dość rzadka, choć rozmieszczona równomiernie, a połączenia z województwami sąsiednimi mają postać wąskich korytarzy, biegnących w przybliżeniu prostopadle do granicy (Ryc. 49).



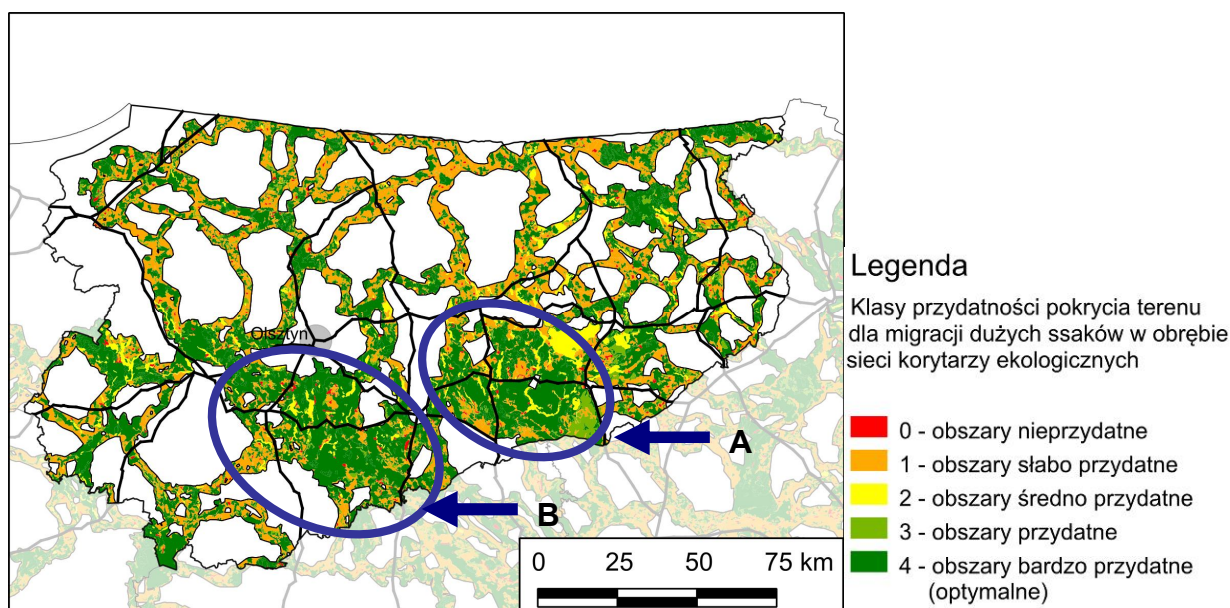
Ryc. 49. Sieć korytarzy ekologicznych województwa wielkopolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Województwo kujawsko-pomorskie wyróżnia szeroki korytarz ekologiczny (obejmujący tereny o najwyższej przydatności), biegnący od południowo-wschodu wzdłuż doliny Wisły – Kotliną Płocką, Toruńską, a następnie dalej na zachód Doliną Środkowej Noteci. Obejmuje on między innymi rozległy obszar Puszczy Bydgoskiej (lit. A na Ryc. 50). W północnej części województwa znajduje się duży, zwarty obszar Borów Tucholskich, które ciągną się dalej na północ, poza granice województwa (lit. B na Ryc. 50). Stanowią one regionalny płat, którego część znajduje się w województwie pomorskim. Sieć rozmieszczona jest dość równomiernie, a korytarze są w większości szersze i krótsze niż w poprzednio omawianym województwie wielkopolskim. W północno-wschodniej i wschodniej części województwa kujawsko-pomorskiego korytarze ekologiczne przebiegają w większości wzdłuż jego granicy.



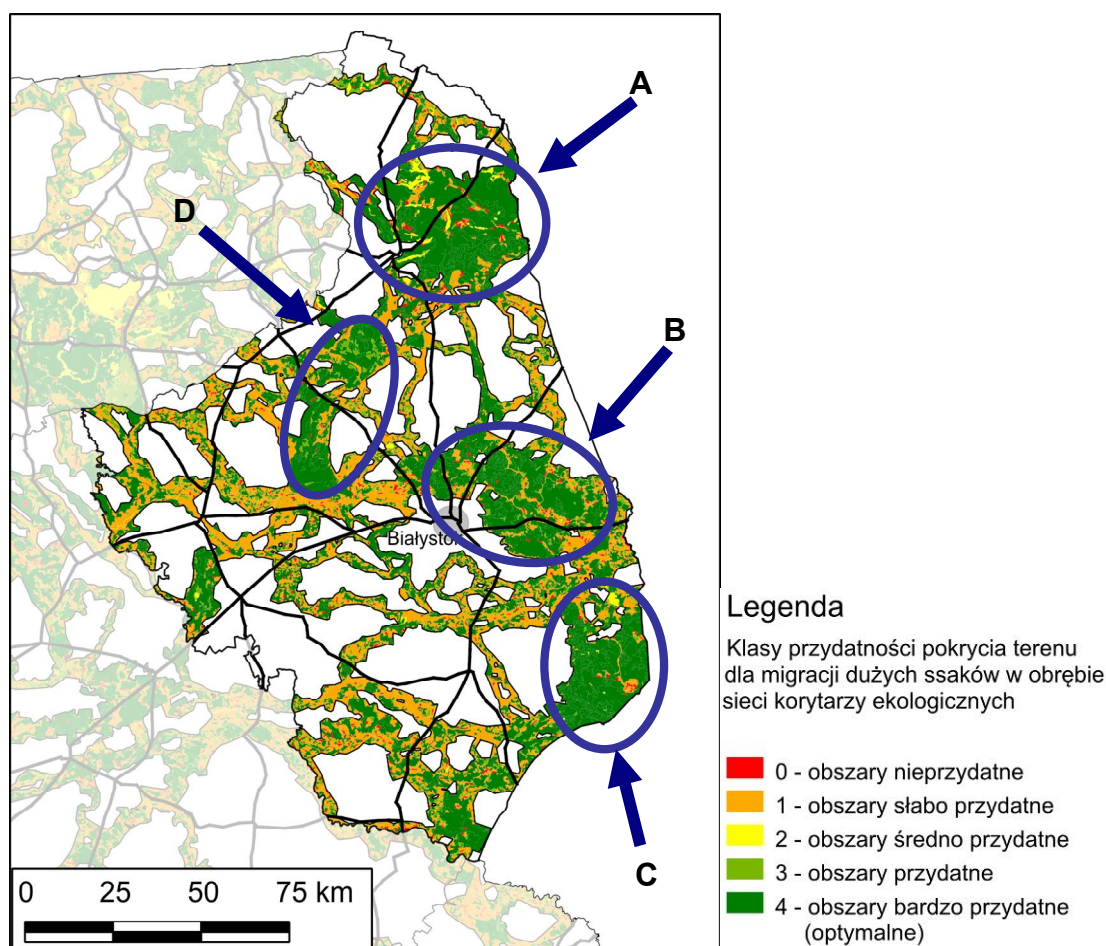
Ryc. 50. Sieć korytarzy ekologicznych województwa kujawsko-pomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Województwo warmińsko-mazurskie charakteryzuje się gęstą i równomiernie rozmieszczoną siecią korytarzy ekologicznych. W południowej jego części znajdują się dwa rozległe obszary o znaczeniu ponadregionalnym: Puszcza Piska, obejmująca południową część Pojezierza Olsztyńskiego i zachodni kraniec Równiny Mazurskiej (lit. A na Ryc. 51) oraz Lasy Napiwodzko-Ramuckie, obejmujące środkową część Równiny Mazurskiej, południowo-wschodnią część Pojezierza Mrągowskiego oraz południowy kraniec Krainy Wielkich Jezior Mazurskich (lit. B na Ryc. 51). Na terenach tych dominują obszary 4 klasy (bardzo przydatne), choć rozmieszczone są w ich obrębie także obszary o niższych klasach przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej. W obrębie korytarzy, na pozostałym obszarze województwa, tereny o najwyższej jakości tworzą pojedyncze płyty, które układają się w strukturę siedlisk pomostowych. Występuje też kilka mniejszych, zwartych obszarów najwyższej kategorii. Korytarze ekologiczne w większości zlokalizowane są prostopadle do granic z sąsiednimi województwami a połączenia rozmieszczone są dość równomiernie wzdłuż granicy. Jedynie na północy korytarze mają przebieg równoległy do granicy państwowej (Ryc. 51).



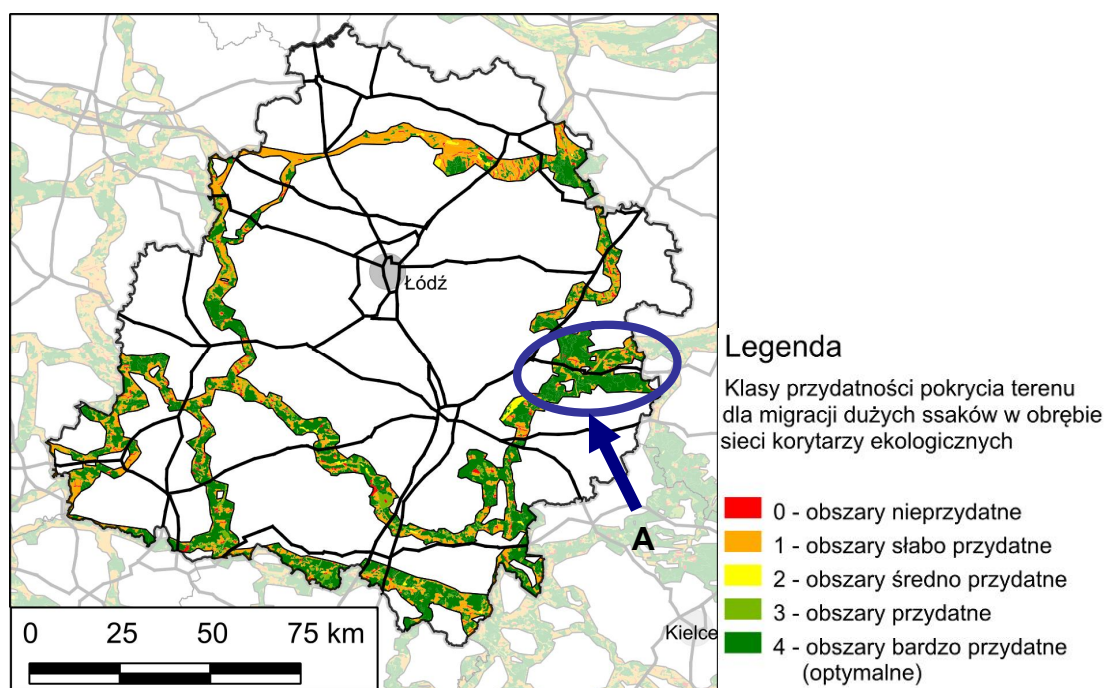
Ryc. 51. Sieć korytarzy ekologicznych województwa warmińsko-mazurskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

W województwie podlaskim sieć korytarzy ekologicznych obejmuje cztery duże, zwarte obszary o najwyższej klasie przydatności – Puszcę Augustowską położoną na Równinie Augustowskiej (lit. A na Ryc. 52), Puszcę Knyszyńską we wschodniej części Wysoczyzny Białostockiej (lit. B na Ryc. 52) i Puszcę Białowieską na wschodnim krańcu Równiny Bielskiej (lit. C na Ryc. 52) oraz Dolinę Biebrzy, w środkowej części Kotliny Biebrzańskiej (lit. D na Ryc. 52). Wszystkie wymienione tereny objęte są ochroną w ramach sieci Natura 2000 oraz krajowymi formami ochrony. Na pozostałym obszarze województwa korytarze ekologiczne rozmieszczone są równomiernie. Są wśród nich zarówno wąskie korytarze słabej jakości jak i szersze, w których obszary najwyższej klasy tworzą ciąg siedlisk pomostowych o różnym zagęszczeniu. Występuje także kilka zwartych, choć niewielkich, obszarów o charakterze wysokiej jakości płatów.



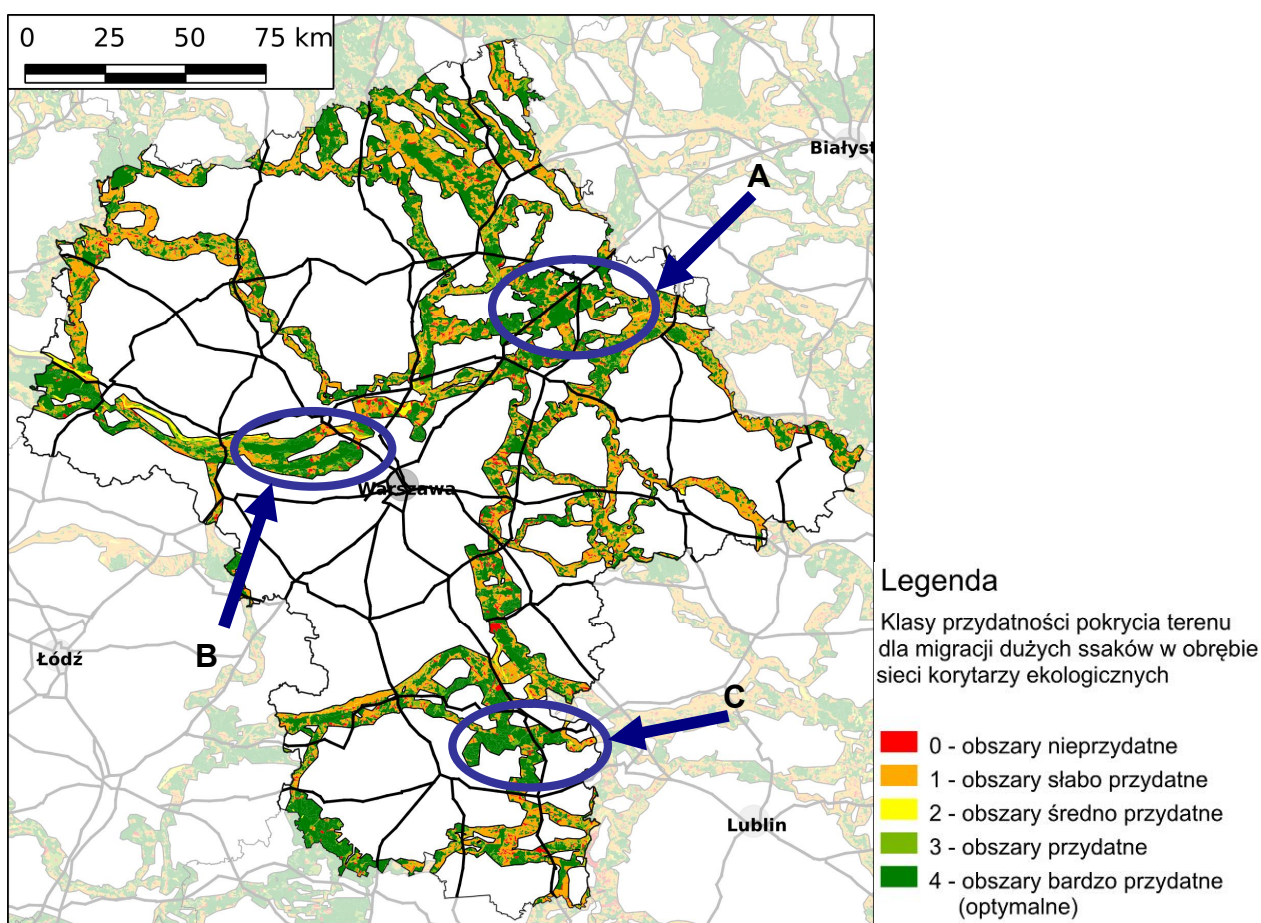
Ryc. 52. Sieć korytarzy ekologicznych województwa podlaskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Województwo łódzkie charakteryzuje się szczególnie małą powierzchnią korytarzy ekologicznych (Ryc. 53). W jego północnej części znajduje się jeden, wąski korytarz ekologiczny o przewadze niskiej klasy przydatności (wzdłuż doliny Bzury, na Równinie Łowicko-Błońskiej). Korytarze wyższej jakości, ale również wąskie i długie, znajdują się w południowej części województwa. Sieć korytarzy nie obejmuje części centralnej. Ponadto można wyróżnić tylko jeden zwarty obszar o dużym udziale najwyższej klasy przydatności – Puszcę Pilicką na styku Równiny Piotrkowskiej, Równiny Radomskiej oraz Doliny Białobrzeskiej (lit. A na Ryc. 53). Wzdłuż południowej granicy województwa ciągnie się korytarz ekologiczny, położony częściowo w sąsiednich województwach (opolskim i śląskim). W pozostałych miejscach korytarze ekologiczne zlokalizowane są zazwyczaj bardziej lub mniej prostopadle do granicy województwa. W związku z niewielką liczbą korytarzy ekologicznych występuje stosunkowo niewiele powiązań z województwami sąsiednimi.



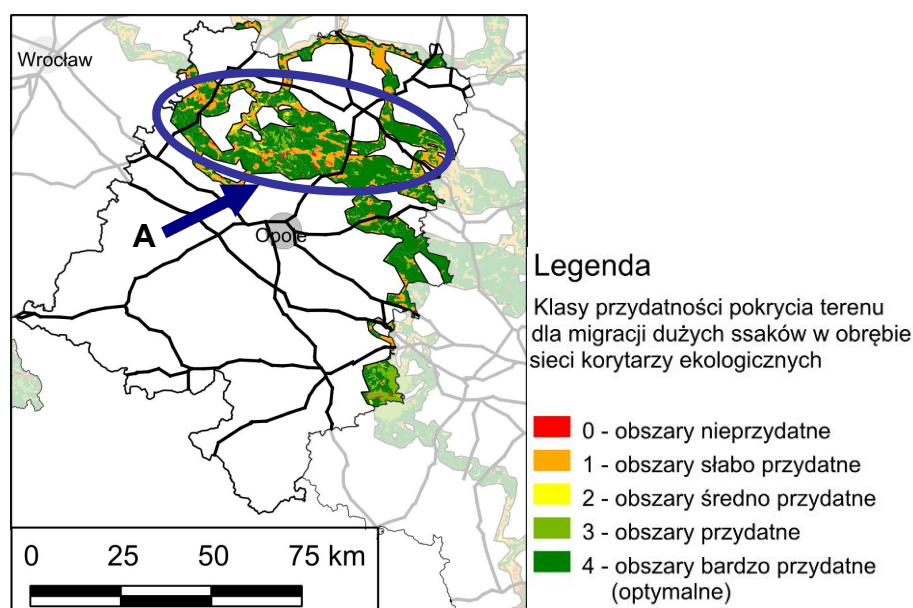
Ryc. 53. Sieć korytarzy ekologicznych województwa łódzkiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

W województwie mazowieckim występują rozległe obszary pozbawione sieci korytarzy. Stosunkowo dużym zagęszczeniem korytarzy ekologicznych wyróżnia się jedynie północno-wschodnia część województwa (Równina Kurpiowska). Przeważają korytarze długie i wąskie. W kilku miejscach w obrębie sieci występują zwarte fragmenty terenów o klasie 0 (nieprzydatne dla migracji), które mogą zaburzać w istotny sposób ciągłość korytarza. W analizowanym województwie znajduje się też kilka obszarów należących do najwyższej klasy przydatności, nie mają one jednak tak dużej powierzchni ani zwartości, jak w przypadkach innych województw. Są to: Puszcza Biała (lit. A na Ryc. 54), Puszcza Kampinoska (lit. B na Ryc. 54) i Puszcza Kozienicka (lit. C na Ryc. 54).



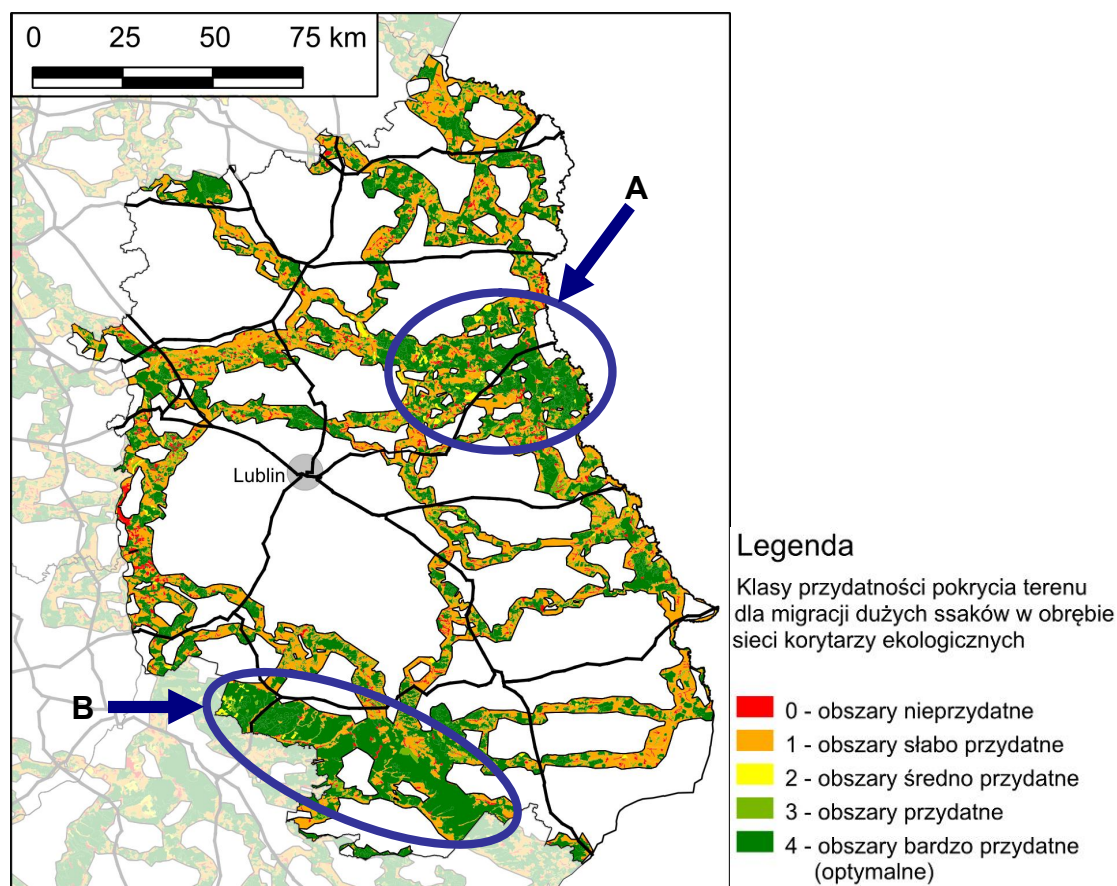
Ryc. 54. Sieć korytarzy ekologicznych województwa mazowieckiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Sieć korytarzy województwa opolskiego rozłożona jest skrajnie nierównomiernie (Ryc. 55). Ogranicza się do jednego rozległego obszaru na północy, obejmującego część Lasów Stobrawsko–Turawskich (w tym większość Stobrawskiego Parku Krajobrazowego), położonych w północnej części Równiny Opolskiej (lit. A na Ryc. 55) oraz dochodzących do tego obszaru kilku wąskich korytarzy o zróżnicowanej jakości. Ponadto wzdłuż wschodniej granicy województwa przebiega część korytarza ekologicznego, który ma kontynuację w sąsiednim województwie śląskim. Sieć korytarzy ekologicznych nie obejmuje południowej części województwa, a powiązań z województwami sąsiednimi jest niewiele.



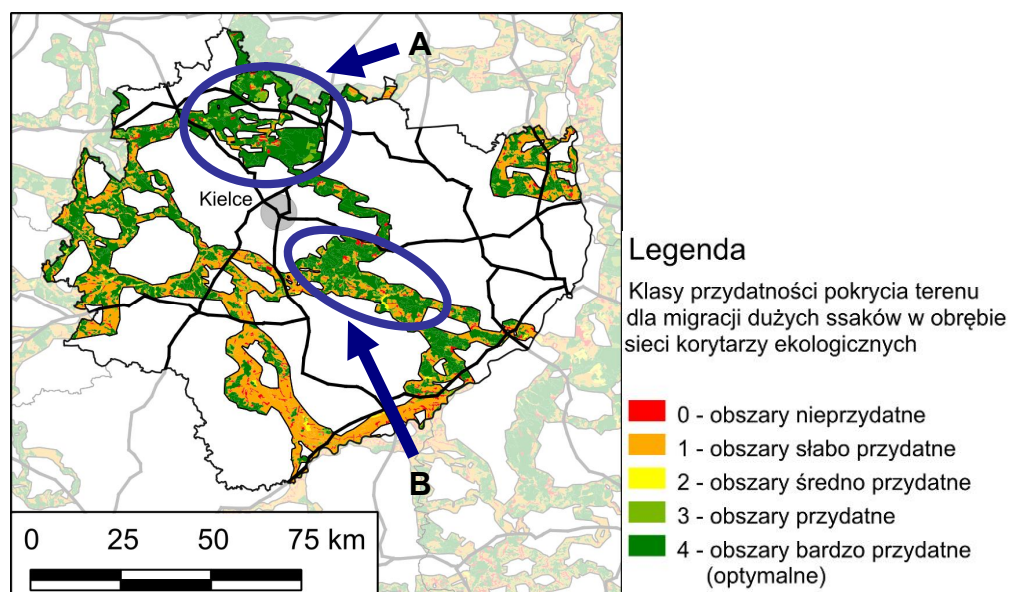
Ryc. 55. Sieć korytarzy ekologicznych województwa opolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

W województwie lubelskim sieć korytarzy ekologicznych jest rozmieszczona stosunkowo równomiernie. Największy obszar nie objęty siecią znajduje się wokół Lublina i zajmuje większość Wyżyny Lubelskiej. Korytarze mają zróżnicowaną jakość. W większości z nich płaty najwyższej klasy tworzą układ siedlisk pomostowych. Wyodrębnić można dwa zwarte obszary. Pierwszy z nich obejmuje Poleski Park Narodowy oraz jego otoczenie – południową część Polesia Zachodniego (lit. A na Ryc. 56). Teren ten odznacza się jednak stosunkowo dużą, w porównaniu do innych, fragmentacją obszarów najwyższej jakości. Drugi obszar to Puszcza Solska i Lasy Janowskie, położone na Równinie Biłgorajskiej i w centralnej części Roztocza (lit. B na Ryc. 56). Ma on stosunkowo zwarty charakter i cechuje się znacznym udziałem obszarów o najwyższej klasie przydatności. Pozostałe korytarze są w większości długie i wąskie. Najwięcej powiązań z województwami sąsiednimi występuje na południowo-zachodnich i zachodnich krańcach województwa.



Ryc. 56. Sieć korytarzy ekologicznych województwa lubelskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

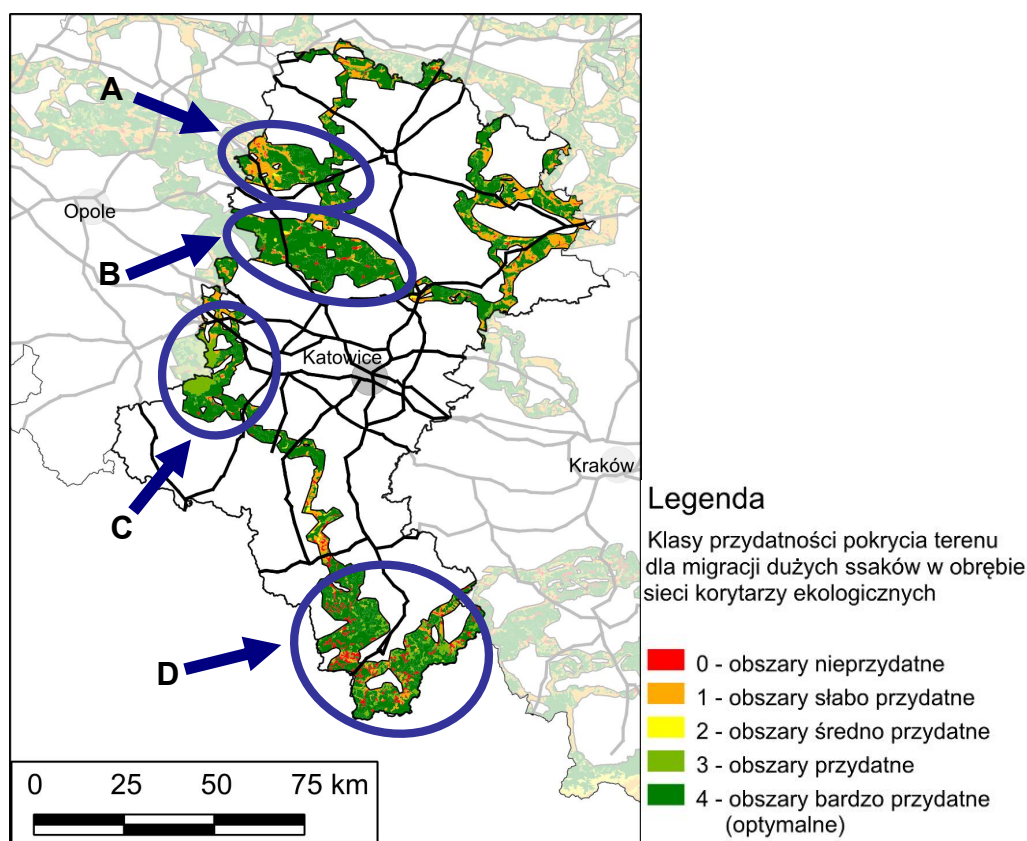
W województwie świętokrzyskim znajdują się dwa stosunkowo zwarte obszary objęte siecią, będące fragmentami Puszczy Świętokrzyskiej. Pierwszy z nich obejmuje północno-zachodnią część Wyżyny Kieleckiej – fragment Garbu Gielniowskiego, Wzgórz Opoczyńskich i Płaskowyżu Suchedniowskiego (lit. A na Ryc. 57). Drugi to Lasy Cisowsko-Orłowińskie, położone na Pogórzu Szydłowskim i w Górach Świętokrzyskich (lit. B na Ryc. 57). Połączone są one korytarzem o najwyższej klasie przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej, biegnącym z północnego zachodu na południowy wschód województwa. Przeważają korytarze dość wąskie i krótkie o dobrej jakości pokrycia terenu. W południowej części województwa znajduje się fragment sieci o słabej przydatności dla migracji. Sieć rozmieszczona jest równomiernie, choć w północno-wschodnim krańcu województwa znajduje się fragment korytarza, który nie łączy się z pozostałymi na terenie województwa, a jego dalsza część znajduje się poza jego granicami (Ryc. 57).



Ryc. 57. Sieć korytarzy ekologicznych województwa świętokrzyskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

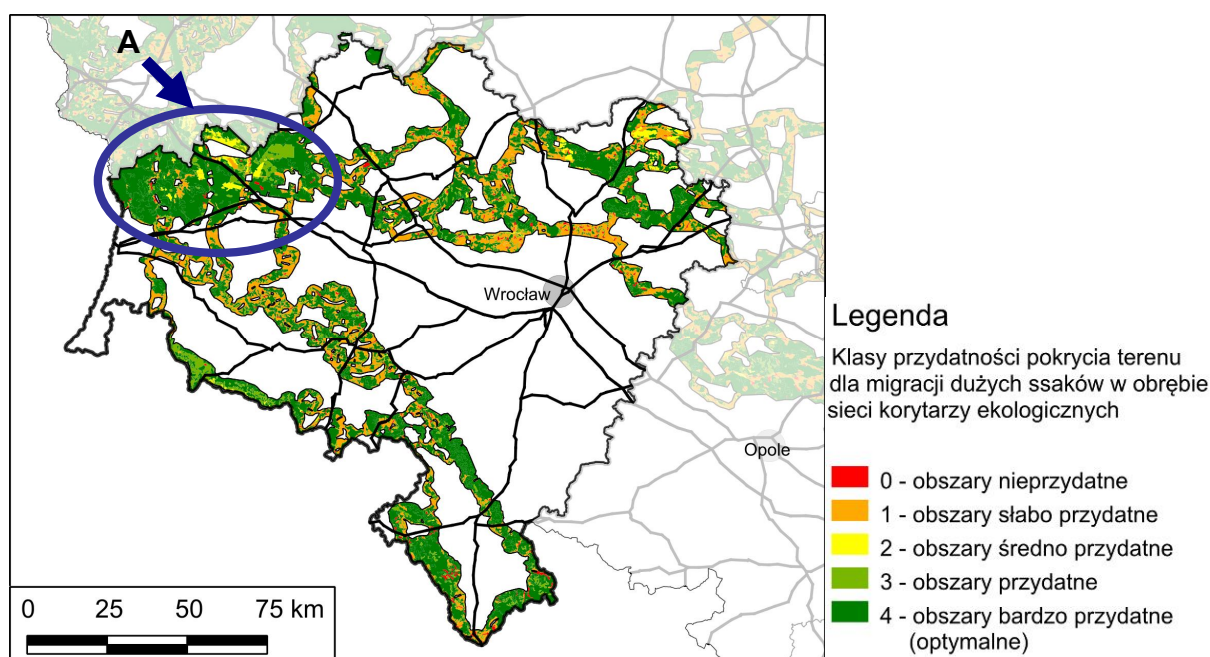
W województwie śląskim można wyróżnić dwa większe obszary korytarzy o zwartej strukturze – oba znajdują się w obrębie Lasów Lublinieckich. Pierwszy z nich obejmuje część Parku Krajobrazowego Lasy nad Górną Liswartą (lit. A na Ryc. 58),

drugi zaś Bory Stobrawsko-Lublinieckie (lit. B na Ryc. 58), na południe od Lublińca. Nieco mniejszy i mniej zwarty obszar zajmują Lasy Rudzkie, których główna część jest objęta ochroną w postaci parku krajobrazowego Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich, we wschodniej części Kotliny Raciborskiej (lit. C na Ryc. 58). Na krańcu południowym województwa znajduje się również duży obszar o charakterze płatu, obejmujący tereny Beskidu Śląskiego i Żywieckiego (lit. D na Ryc. 58). Zawiera on jednak stosunkowo dużo terenów nieprzydatnych do migracji (klasy 0). Korytarze rozmieszczone są w obrębie województwa dość nierównomiernie. W centralnej jego części, wokół Katowic, znajduje się dość rozległy obszar pozbawiony korytarzy ekologicznych. Na południe od niego znajduje się tylko jeden długi i wąski korytarz, łączący wschodnią część Kotliny Raciborskiej z obszarem Beskidów. Powiązania z województwami sąsiednimi koncentrują się głównie wzdłuż zachodniej granicy (Ryc. 58).



Ryc. 58. Sieć korytarzy ekologicznych województwa śląskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

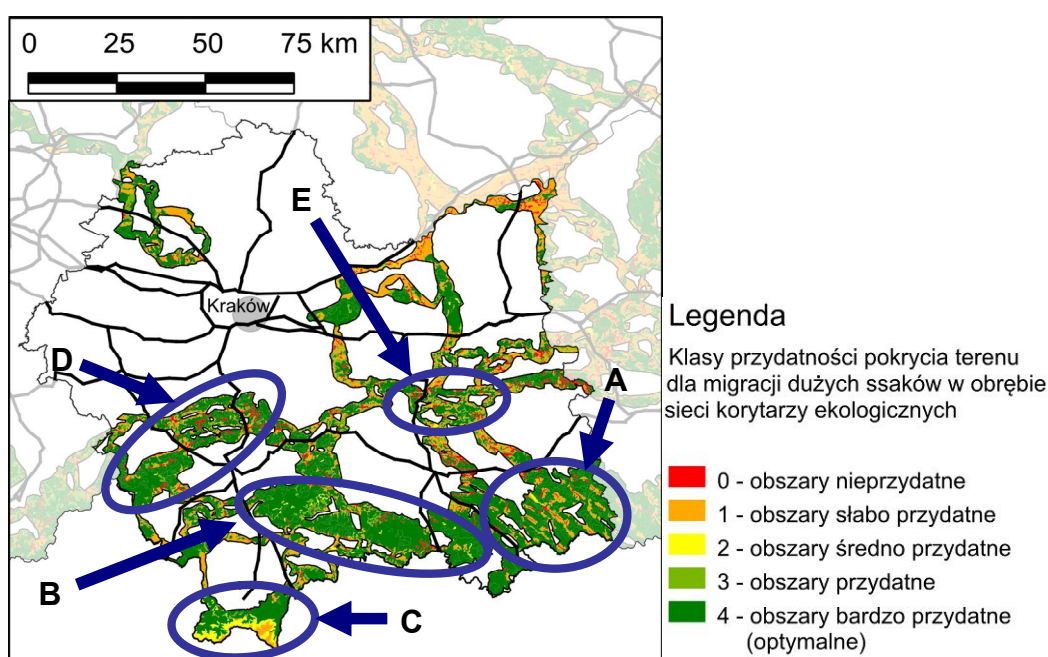
W obrębie sieci korytarzy województwa dolnośląskiego znajduje się jeden rozległy, zwarty obszar Borów Dolnośląskich (lit. A na Ryc. 59) o najwyższej klasie przydatności, który w części leży poza granicami województwa. W tej części granicy koncentrują się również powiązania między województwami. Sieć korytarzy ekologicznych rozmieszczona jest nierównomiernie, koncentruje się w północnej oraz południowo-zachodniej części województwa. Część sieci o najwyższej przydatności do migracji znajduje się na południowych krańcach województwa w obrębie Sudetów, pozostałe odcinki korytarzy są zróżnicowanej jakości. Większość korytarzy jest wąska, o zróżnicowanej długości.



Ryc. 59. Sieć korytarzy ekologicznych województwa dolnośląskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Województwo małopolskie, położone w większości na obszarze Karpat Zachodnich oraz częściowo na Wyżynie Małopolskiej, charakteryzuje się nierównomiernym rozmieszczeniem sieci korytarzy ekologicznych. W południowej części znajdują się rozległe, zwarte obszary należące do najwyższej klasy przydatności dla migracji. Obejmują one górskie pasma Beskidu Niskiego (lit. A na Ryc. 60), Gorców i Beskidu Sądeckiego (lit. B na Ryc. 60), Tatr (lit. C na Ryc. 60) oraz północno-wschodniej części Beskidu Makowskiego, północno-zachodniego krańca

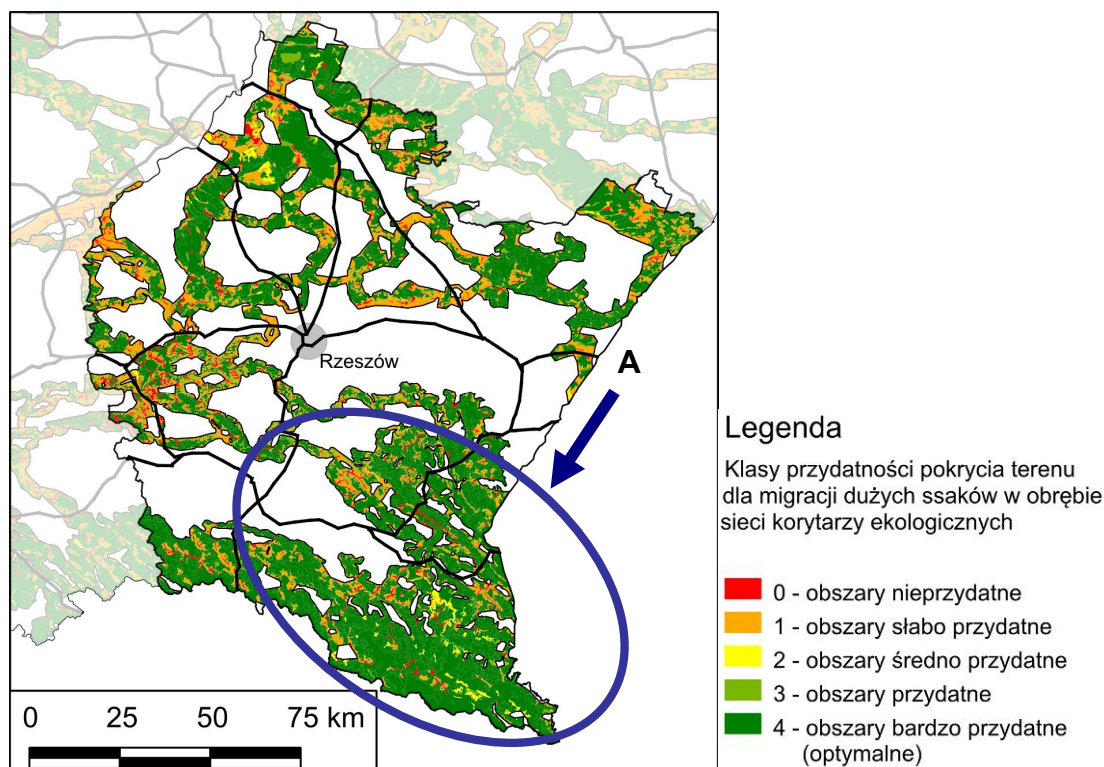
Beskidu Wyspowego i Pasma Babiogórskiego (lit. D na Ryc. 60). Ważny węzeł stanowi też rejon Pogórza Rożnowskiego (lit. E na Ryc. 60), gdzie zbiegają się korytarze ekologiczne z różnych stron. Uwagę zwracają także dwa biegnące równolegle korytarze ekologiczne na południe od Pogórza Rożnowskiego. W ich obrębie widoczny jest znaczny (w porównaniu z innymi) udział terenów nieprzydatnych do migracji. Zajmują one w niektórych miejscach całą szerokość korytarza, co może w istotny sposób wpływać na jego drożność. Sieć korytarzy nie obejmuje północno-zachodniej części województwa, z wyjątkiem fragmentu, który ma kontynuację poza granicami województwa, nie łączy się jednak z pozostałymi korytarzami województwa małopolskiego.



Ryc. 60. Sieć korytarzy ekologicznych województwa małopolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

W województwie podkarpackim zwraca uwagę jeden duży obszar, obejmujący teren Bieszczadów, Beskidu Niskiego i Gór Słonnych (w większości objęty ochroną w formie parków krajobrazowych, obszarów chronionego krajobrazu oraz parku narodowego – lit. A na Ryc. 61). Na pozostałym obszarze województwa, szczególnie w części północnej, sieć korytarzy jest dość gęsta i rozmieszczona równomiernie. Obejmuje zarówno stosunkowo szerokie korytarze ekologiczne o najwyższej klasie przydatności, jak i wąskie korytarze gorszej jakości. Sieć korytarzy ekologicznych

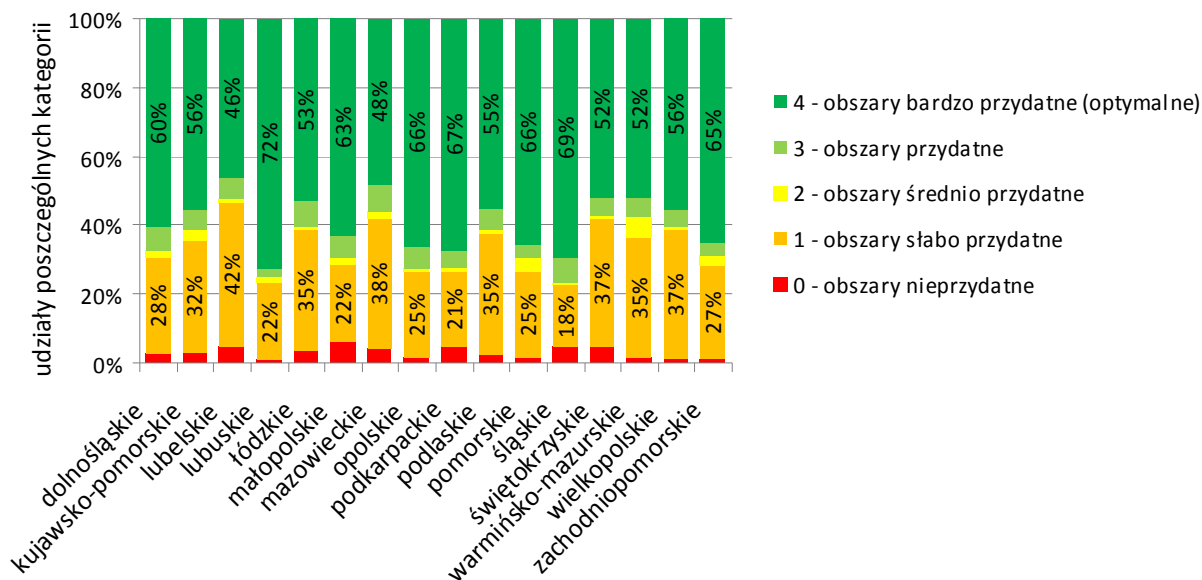
województwa podkarpackiego ma stosunkowo dużo połączeń z sąsiednimi województwami i są one rozłożone dość równomiernie wzdłuż całej granicy (Ryc. 61).



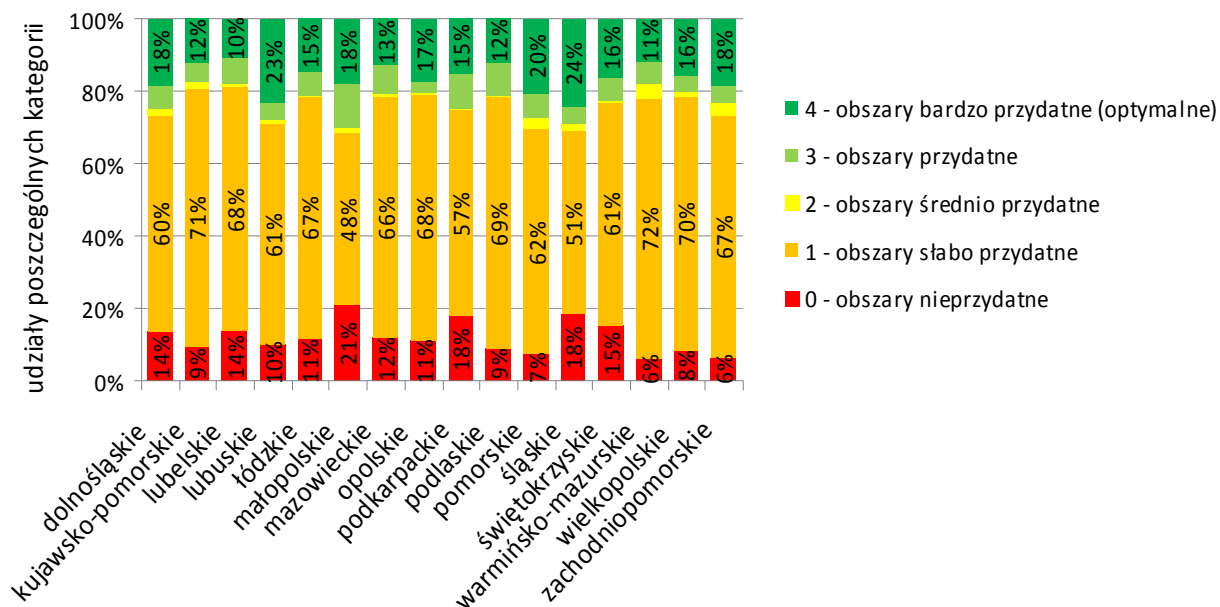
Ryc. 61. Sieć korytarzy ekologicznych województwa podkarpackiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków. Oznaczenia objaśnione w tekście (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Analiza udziału terenów o różnym stopniu przydatności do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego wykazała, iż stosunkowo mało jest obszarów należących do kategorii drugiej i trzeciej, a w szczególności drugiej (obszary średnio przydatne). Najwięcej obszarów optymalnych (klasa 4) w obrębie korytarzy ekologicznych zanotowano w województwie lubuskim (72%) oraz podkarpackim (69%), śląskim (67%), opolskim (66%) i pomorskim (66%), najmniej zaś w lubelskim (46%) i mazowieckim (48%) (Ryc. 62). Województwo lubelskie charakteryzowało się jednocześnie największym udziałem terenów słabo przydatnych (klasa 1). Z kolei na obszarze bufora o szerokości 2 km wokół sieci korytarzy ekologicznych, we wszystkich województwach dominują obszary słabo przydatne do pełnienia funkcji migracyjnej (Ryc. 63). Największy ich udział zanotowano w województwie warmińsko-mazurskim (72%). W obrębie bufora większy udział mają też obszary całkowicie nieprzydatne, które stanowią od 6% (warmińsko-mazurskie) do 21% (małopolskie) powierzchni.

Województwem, w którym suma klas 0 i 1 jest najwyższa, zarówno na terenach przylegających bezpośrednio do korytarzy, jak i w ich obrębie, jest lubelskie (odpowiednio - 81% i 47%).

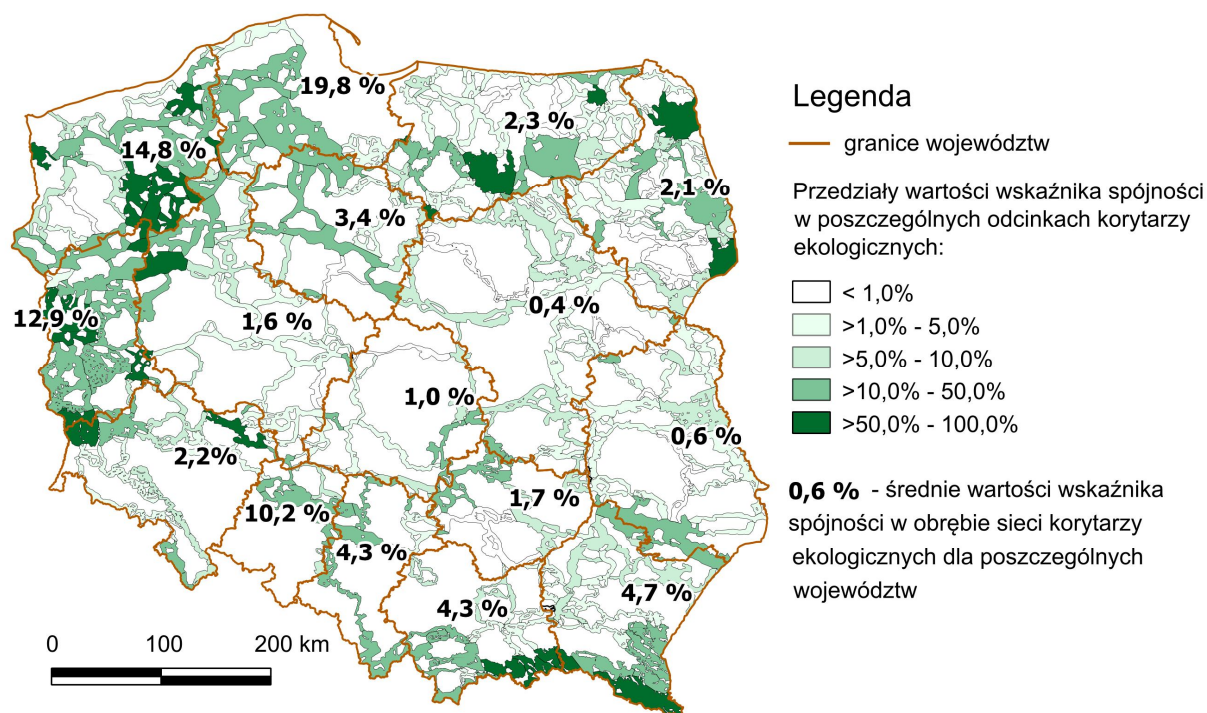


Ryc. 62. Udziały klas pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach. Klasy określają przydatność pokrycia terenu do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego (źródło: oprac. własne)



Ryc. 63. Udziały klas pokrycia terenu w obrębie bufora (szerokości 2km) wokół sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach. Klasy określają przydatność pokrycia terenu do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego (źródło: oprac. własne)

Analizę wartości wskaźnika spójności wykonano dla poszczególnych odcinków korytarzy, wyróżnionych w projekcie przez Jędrzejewskiego i innych (2005). Obliczono średnią dla sieci korytarzy ekologicznych w każdym z województw (Ryc. 64).



Ryc. 64. Wartości wskaźnika spójności (degree of coherence – C) dla poszczególnych odcinków sieci korytarzy ekologicznych, oraz jego średnie wartości dla poszczególnych województw (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Najwyższe wartości wskaźnika zanotowano dla województwa pomorskiego (19,8%), zachodniopomorskiego (14,8%), i lubuskiego (12,9%), zaś najniższe – dla mazowieckiego (0,4%), lubelskiego (0,6%) i łódzkiego (1,0%). Analizując rozmieszczenie fragmentów korytarzy o różnym stopniu spójności można zauważyć dość duży fragment sieci o dobrej jakości. Rozpoczyna się on w południowo-zachodniej części Polski (na obszarze Borów Dolnośląskich), skąd ciągnie się w kierunku północnym przez województwo lubuskie, a następnie północno-wschodnim, obejmując Puszcę Notecką oraz Pojezierze Wałeckie i Drawskie. Dalej przebiega przez województwo pomorskie i kieruje się na wschód, obejmując duże obszary puszczy: Napiwocko-Ramuckiej, Piskiej, Augustowskiej, Knyszyńskiej i Białowieskiej. Obszary o wysokim stopniu spójności występują również na południu Polski, zwłaszcza w obrębie łuku Karpat. Natomiast w centralnej części kraju (województwa: mazowieckie, łódzkie oraz znaczna część wielkopolskiego) oraz w województwie

lubelskim znaczna część sieci charakteryzuje się niewielką spójnością, czyli znacznym stopniem fragmentacji środowiska. Najwyższą wartość wskaźnika spójności zanotowano dla obszaru Puszczy Białowieskiej – wynosiła ona 81,4% ⁷.

W Tab. 13 przedstawiono całkowitą długość granic międzywojewódzkich oraz długość ich fragmentów położonych w obrębie korytarzy ekologicznych (w kilometrach oraz wartość zestandaryzowaną). W celu określenia różnic między województwami przedstawiono także procentowy udział długości granicy województwa leżącej w obrębie korytarzy (Ryc. 65).

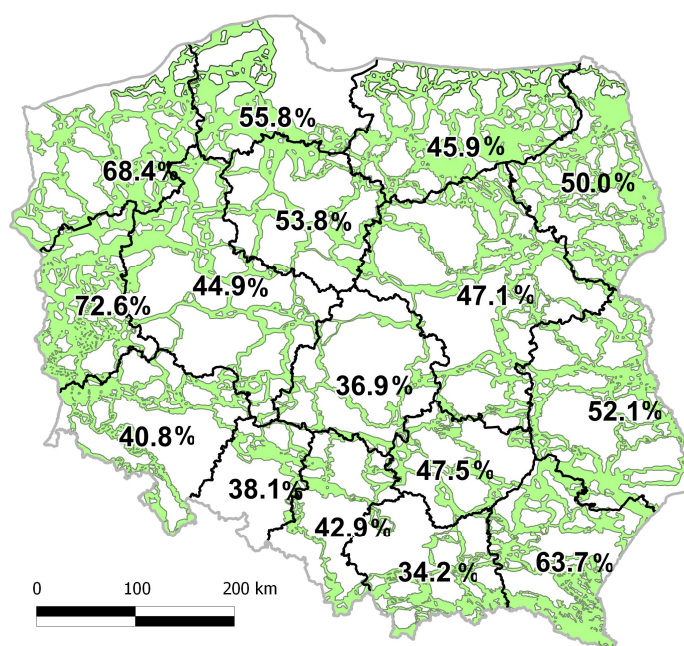
Tab. 13. Długości granic województw, długości granic położonych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych (przed i po standaryzacji) oraz udziały długości granic województw położonych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

województwo	długość granicy województwa w obrębie korytarzy ekologicznych (km)	zestandaryzowana długość granicy województwa w obrębie korytarzy ekologicznych	długość granicy województwa (km)	zestandaryzowana długość granicy województwa (km)	udział granicy województwa w obrębie korytarzy ekologicznych
	a	$b=a/a_{\max}$	c	$d=c/c_{\max}$	$e=a/c*100\%$
dolnośląskie	263,2	0,34	645,1	0,40	40,8%
kujawsko-pomorskie	523,6	0,69	973,8	0,60	53,8%
lubelskie	365,1	0,48	701,0	0,43	52,1%
lubuskie	516,5	0,68	711,1	0,44	72,6%
łódzkie	357,4	0,47	968,9	0,60	36,9%
małopolskie	216,5	0,28	633,9	0,39	34,2%
mazowieckie	764,1	1,00	1622,2	1,00	47,1%
opolskie	203,9	0,27	535,0	0,33	38,1%
podkarpackie	358,4	0,47	562,3	0,35	63,7%
podlaskie	288,2	0,38	576,5	0,36	50,0%
pomorskie	377,8	0,49	677,0	0,42	55,8%
śląskie	322,6	0,42	752,6	0,46	42,9%
świętokrzyskie	357,4	0,47	752,3	0,46	47,5%
warmińsko-mazurskie	343,7	0,45	749,1	0,46	45,9%
wielkopolskie	667,8	0,87	1486,0	0,92	44,9%
zachodniopomorskie	398,7	0,52	582,6	0,36	68,4%

Najdłuższą granicą (1) i największą sumą fragmentów granicy położonych w obrębie korytarzy ekologicznych (1) wyróżnia się województwo mazowieckie. Jednak udział granic województwa położonych w obrębie korytarzy ekologicznych

⁷ Nieco wyższą wartość zanotowaną dla niewielkiego skrawka korytarza obejmującego pojezierze Wałęckie i Drawskie w województwie pomorskim uznano za pochodną niewielkiej powierzchni – niecałe 14 km². Pozostała część tego korytarza, znajdująca się głównie w województwie wielkopolskim, charakteryzuje się znacznie niższą wartością wskaźnika.

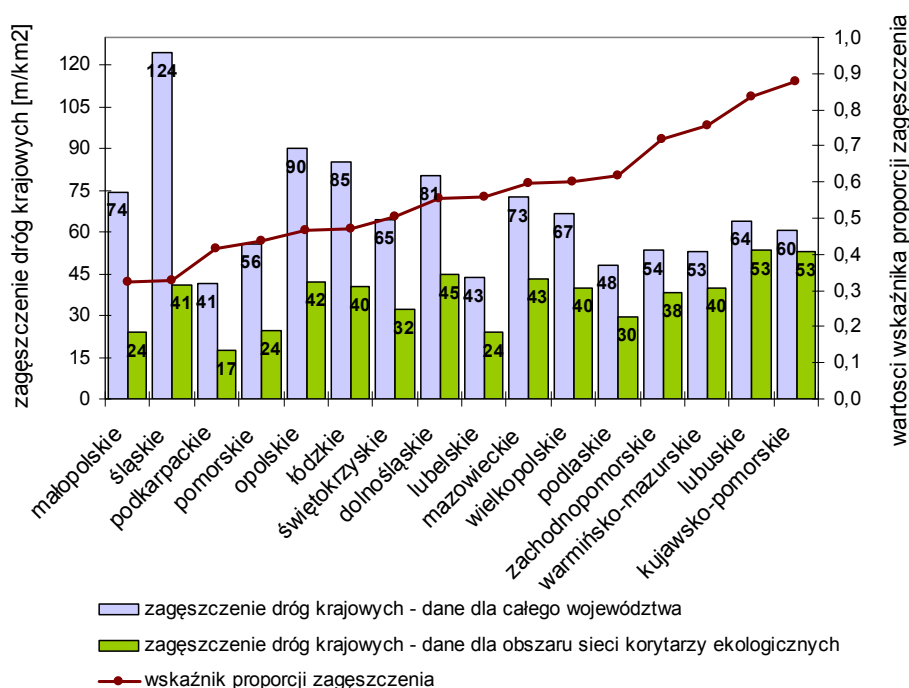
plasuje się w średnim przedziale wartości (47,1%). Długimi fragmentami granicy województwa położonymi w obrębie korytarzy ekologicznych charakteryzują się także: wielkopolskie (0,87 maksymalnej długości), kujawsko-pomorskie (0,69) i lubuskie (0,68). Najmniejszą sumaryczną długość takich fragmentów odnotowano w województwach: opolskim (0,27), małopolskim (0,28) i dolnośląskim (0,34). Największy udział granic w obrębie sieci korytarzy ekologicznych zanotowano w województwach lubuskim (72,6%) oraz zachodniopomorskim (68,4%) i podkarpackim (63,7%), natomiast najniższy – w województwie małopolskim (34,2%), łódzkim (36,9%) i opolskim (38,1%).



Ryc. 65. Procentowe udziały długości granic z sąsiednimi województwami w obrębie sieci korytarzy ekologicznych. Nie uwzględniono granic z państwami ościennymi (źródło: oprac. własne, granice sieci z oprac. Jędrzejewskiego i in. 2005)

Najwyższe średnie zagęszczenie dróg krajowych na obszarze całego województwa zanotowano w śląskim (124 m/km^2), najniższe zaś w podkarpackim (41 m/km^2). W obrębie sieci korytarzy najwyższe zagęszczenie dróg stwierdzono w województwie lubelskim i kujawsko-pomorskim (w obu przypadkach 53 m/km^2), najniższe zaś w podkarpackim – 17 m/km^2 . We wszystkich województwach średnie zagęszczenie dróg w obrębie sieci korytarzy ekologicznych było niższe niż średnia dla danego województwa (wartości wskaźnika proporcji zagęszczenia dróg są mniejsze niż 1). Największe różnice (najniższe wartości wskaźnika P_{zd}) zanotowano

w województwie małopolskim i śląskim, najmniejsze zaś (najwyższe wartości wskaźnika) w lubuskim i kujawsko-pomorskim (Ryc. 66).



Ryc. 66. Średnie zagęszczenia dróg krajowych (w tym autostrad) w poszczególnych województwach oraz w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w tych województwach (źródło: oprac. własne na podstawie danych uzyskanych z GDDKiA). Na prawej osi pionowej przedstawiono wartości wskaźnik proporcji zagęszczenia dróg (P_{zd})

7.3. Podsumowanie wyników

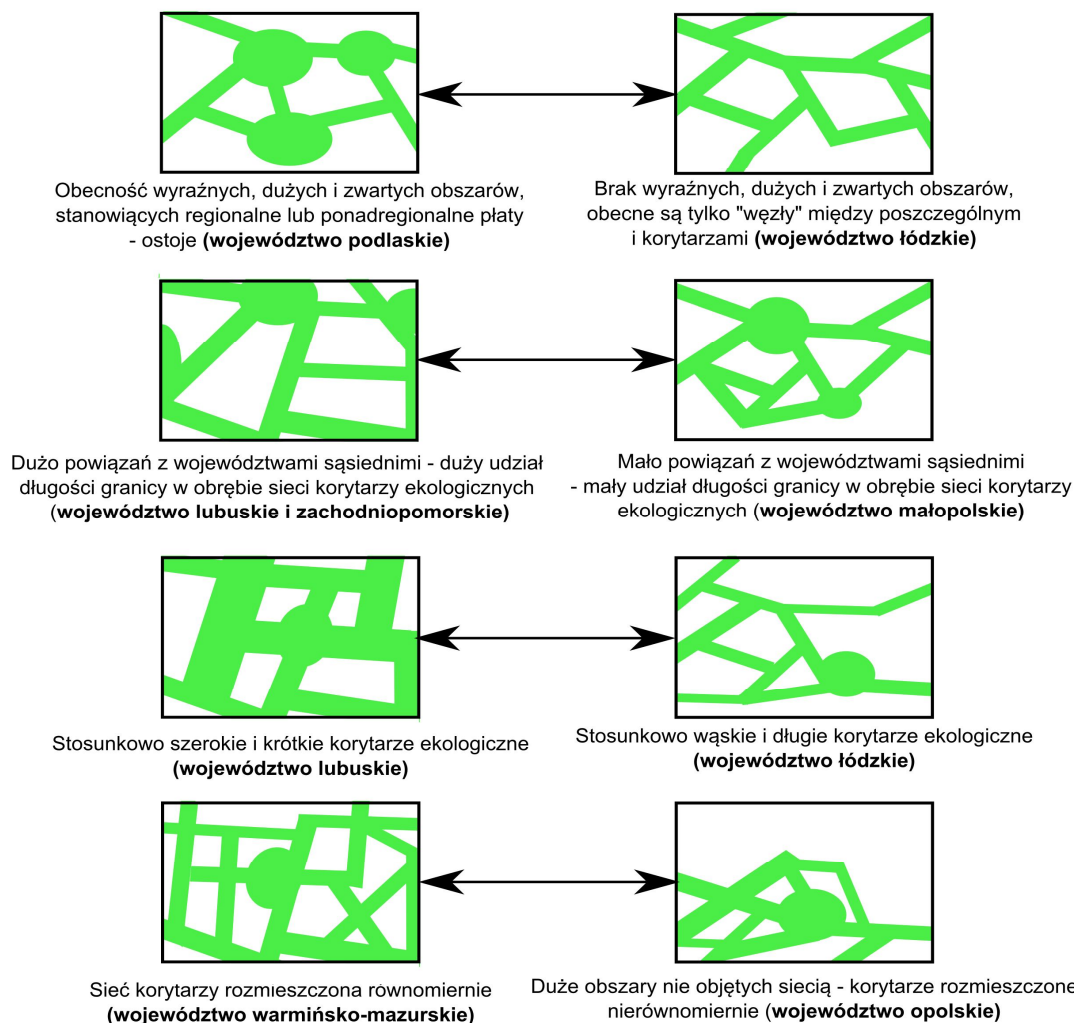
Wizualną analizę układu przestrzennego sieci korytarzy ekologicznych w obrębie województw można podsumować za pomocą kilku cech. Są nimi: 1) obecność obszarów o charakterze płatów w obrębie sieci, 2) stopień powiązania z sąsiednimi jednostkami 3) szerokość i długość korytarzy, 4) równomierność rozmieszczenia sieci w obrębie jednostki administracyjnej. Uzupełnieniem charakterystyki wizualnej stopnia powiązania z sąsiednimi jednostkami jest analiza długości fragmentów granic międzywojewódzkich, które leżą w obrębie korytarzy.

Najgęstszą, a zarazem równomiernie rozmieszczoną siecią odznacza się województwo lubuskie. Są to korytarze o wysokiej jakości – szerokie i krótkie, o dużym udziale najwyższej klasy przydatności pokrycia terenu dla migracji. Znajduje to potwierdzenie w wynikach analizy chorostruktury terytorialnej, które wskazują na najwyższą (w porównaniu do innych) jakość sieci korytarzy ekologicznych województwa lubuskiego (por. rozdział 4.3., Tab. 5 i Tab. 6 oraz Ryc. 30 i Ryc. 31). Stosunkowo równomiernym rozmieszczeniem sieci korytarzy charakteryzują się także

województwa: zachodniopomorskie, warmińsko-mazurskie, podlaskie i podkarpackie. Natomiast województwo opolskie wyróżnia się najbardziej nierównomiernym rozmieszczeniem sieci. W mniejszym stopniu cecha ta dotyczy województw pomorskiego, wielkopolskiego, dolnośląskiego i małopolskiego.

Obecnością dużych, zwartych obszarów o charakterze płatów oraz łączących je węższych korytarzy charakteryzują się województwa: warmińsko-mazurskie, podlaskie, lubelskie, śląskie oraz małopolskie. Odmienne przedstawia się sytuacja w lubuskim, oraz – w mniejszym stopniu – zachodniopomorskim, gdzie ze względu na szerokie i krótkie korytarze trudno odróżnić je jednoznacznie od płatów. W mazowieckim i łódzkim natomiast większość sieci stanowią wąskie i długie korytarze, a brakuje większych zwartych obszarów.

Wyróżnione cechy układu sieci korytarzy ekologicznych wraz z przykładami najbardziej charakterystycznych dla nich województw przedstawiono na Ryc. 67.



Ryc. 67. Schematy skrajnych wartości cech charakterystycznych układu sieci w obrębie jednostek administracyjnych (województw) wraz z przykładami województw o najbardziej zbliżonym układzie przestrzennym (źródło: oprac. własne)

Na obszarze bufora o szerokości 2 km od granicy sieci korytarzy dominują obszary słabo przydatne do pełnienia funkcji migracyjnej, a udział obszarów całkowicie nieprzydatnych jest istotnie większy niż w obrębie sieci. Dlatego też ważna jest ochrona obszarów sprzyjających migracji również w najbliższym otoczeniu sieci.

Współpraca między województwami przy zarządzaniu siecią korytarzami wydaje się szczególnie ważna w przypadku przebiegu korytarzy wzdłuż granicy jednostek administracyjnych na dłuższych odcinkach. Taka sytuacja ma miejsce m.in. w województwie podlaskim (południowa granica), mazowieckim (część północno-wschodniej granicy), łódzkim (południowa granica) i opolskim (północna oraz częściowo wschodnia granica).

Województwami o najmniejszym udziale granic administracyjnych w obrębie korytarzy są: opolskie, małopolskie i łódzkie. Największy zaś udział odnotowano w podkarpackim, zachodniopomorskim i lubuskim.

W Tab. 14 przedstawiono wartości trzech parametrów informujących wprost o jakości korytarzy ekologicznych. Są to: suma trzeciej i czwartej klasy przydatności obszaru do pełnienia funkcji migracyjnej, wartość wskaźnika spójności oraz zagęszczenie dróg krajowych w obrębie sieci korytarzy. Pozostałe wskaźniki etostruktury związane są z relacjami obszaru korytarzy z otoczeniem i dlatego nie zostały uwzględnione w tym zestawieniu.

Sumy udziałów klas 3 (obszary przydatne) i 4 (obszary bardzo przydatne) różnią się w stosunkowo niewielkim stopniu między województwami. Wyraźnie niższa jest jedynie suma tych obszarów w województwie lubelskim (0,68 wartości maksymalnej, zanotowanej w województwie śląskim). W pozostałych przypadkach suma udziałów obu kategorii jest większa niż 0,70 maksymalnej wartości. Odmienne przedstawia się zróżnicowanie wartości wskaźnika spójności. Analiza ujawniła grupę czterech województw o wyraźnie wyższej wartości wskaźnika. Poza województwem pomorskim (1) są to województwa zachodniopomorskie (0,75), lubuskie (0,65) i opolskie (0,52). Wysoka ocena spójności znajduje potwierdzenie w wynikach analiz chorostruktury terytorialnej (por. rozdział 4.3., Tab. 5 i Tab. 6 oraz Ryc. 30 i Ryc. 31).

Tab. 14. Wartości wybranych wskaźników etostruktury korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników (źródło: oprac. własne)

Województwo	suma klasy 3 (obszary przydatne) i 4 (obszary bardzo przydatne) pokrycia terenu	standaryzowana suma klasy 3 (obszary przydatne) i 4 (obszary bardzo przydatne) pokrycia terenu	wskaźnik spójności (C)	standaryzowany wskaźnik spójności (C)	zagęszczenie dróg krajowych [m/km ²]	standaryzowane zagęszczenie dróg krajowych [m/km ²]
	c	d=c/cmax	e	f=e/emax	a	b= a/amax
lubuskie	75%	0,98	12,9%	0,65	53,42	1,00
zachodniopomorskie	69%	0,90	14,8%	0,75	38,37	0,72
pomorskie	69%	0,91	19,8%	1,00	24,42	0,46
opolskie	73%	0,95	10,2%	0,52	42,13	0,79
śląskie	77%	1,00	4,3%	0,22	40,85	0,76
kujawsko-pomorskie	61%	0,80	3,4%	0,17	52,92	0,99
dolnośląskie	67%	0,88	2,2%	0,11	44,78	0,84
warmińsko-mazurskie	58%	0,75	2,3%	0,12	40,04	0,75
wielkopolskie	60%	0,79	1,6%	0,08	40,14	0,75
łódzkie	60%	0,79	1,0%	0,05	40,33	0,75
małopolskie	69%	0,91	4,3%	0,22	23,94	0,45
mazowieckie	56%	0,73	0,4%	0,02	43,32	0,81
podkarpackie	72%	0,94	4,7%	0,24	17,22	0,32
podlaskie	61%	0,80	2,1%	0,10	29,61	0,55
świętokrzyskie	57%	0,75	1,7%	0,09	32,48	0,61
lubelskie	52%	0,68	0,6%	0,03	24,28	0,45

Warto podkreślić, że w wymienionych województwach zanotowano także wysokie sumy udziałów kategorii sprzyjających migracji (powyżej 0,9 wartości maksymalnej). Jakość etostruktury województwa lubuskiego wyraźnie obniża jednak duże zagęszczenie dróg, stanowiących istotne bariery migracji (1), ponadto większość powierzchni korytarzy nie jest objęta ochroną prawną (Bernatek 2011). Na korzyść wyróżnia się natomiast województwo pomorskie (tylko 0,46 wartości maksymalnej zagęszczenia dróg). Wspólnie z województwem małopolskim, (0,45), podkarpackim (0,32) i lubelskim (0,45) należy ono do grupy województw o stosunkowo najniższym zagęszczeniu dróg w obrębie sieci korytarzy. Etostrukturę korytarzy trzech wymienionych województw trudno jednak określić jako korzystną, ponieważ cechują się one niską spójnością (rzędu 0,2 wartości maksymalnej, a w przypadku lubelskiego zaledwie 0,03).

Bernatek (2011) stwierdza, iż w planie zagospodarowania województwa lubuskiego, mimo znaczącej powierzchni województwa objętej siecią, dość ogólnie odniesiono się do koncepcji korytarzy, a liczba i jakość zaproponowanych działań

ochronnych nie jest w stanie zagwarantować skutecznej ochrony ciągłości ekologicznej. Można zatem przypuszczać, iż niekorzystne wartości średniego zagęszczenia dróg w granicach korytarzy ekologicznych w tym województwie mogą być związane z niewystarczającym uwzględnieniem roli korytarzy ekologicznych w dokumentach planistycznych.

W świetle powyższej analizy najkorzystniejszą etostrukturą odznaczają się korytarze województwa pomorskiego i – w mniejszym stopniu – zachodniopomorskiego. Województwo lubuskie cechuje się najlepszą jakością środowiska, problemem jest natomiast duże zagęszczenie dróg. Warto jednak zauważyć, że według raportu „Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce” (Borowska 2010), w 2009 roku w województwie lubuskim miało miejsce zaledwie 0,6% zdarzeń drogowych z udziałem zwierząt. Największy udział takich zdarzeń odnotowano w województwie mazowieckim (16,9%) oraz lubelskim (10,2%), czyli w województwach o najgorszych wskaźnikach eto- i chorostruktury. Wyjaśnienie przyczyn takiego stanu rzeczy wymaga dalszych, pogłębionych analiz.

8. Stabilność

8.1. Metody i wskaźniki

Mnogość metod oceny stabilności oraz stosowanych miar obrazuje systematyka wykonana przez Richlinga i Solona (2002), zmodyfikowana następnie przez Balona (2007) (Ryc. 68).



Ryc. 68. Podział miar stabilności wg Richlinga i Solona (2002), zmieniony i uzupełniony przez Balona (2007). Pominęto nazwiska autorów i tytuły publikacji odnoszących się do poszczególnych miar (źródło: Balon 2007, zmienione)

Zdaniem Balona (2007), najlepszym sposobem oceny trwałości środowiska (w sytuacji braku bodźców zewnętrznych) oraz reakcji środowiska na bodźce zewnętrzne jest zastosowanie metody porównawczej. Wymaga ona określenia stanu środowiska w różnych momentach czasowych, najlepiej maksymalnie odległych od siebie. Ten sam autor zwraca uwagę na trudności związane z pozyskaniem porównywalnych danych, a także na konieczność prowadzenia długotrwałych i kosztownych badań. Z powyższym twierdzeniem można zgodzić się tylko w przypadku, gdy przyjmiemy dodatkowe założenie. Jest nim niewystarczalność

dostępnych materiałów, takich jak obrazy satelitarne, zdjęcia lotnicze lub mapy o porównywalnej dokładności, niezbędne do wykonywanych analiz.

Balon (2007) stawia tezę, iż obecnie bardziej perspektywiczne wydają się badania podatności środowiska, traktowanej jako przeciwieństwo stabilności (por. rozdz. 2.4). Autorka niniejszej pracy stoi jednakże na stanowisku, iż to właśnie badania porównawcze będą się rozwijać, choćby ze względu na stale się wydłużający się okres, dla którego dostępne są porównywalne dane. Stale rosnąca dokładność danych umożliwi z czasem analizy o coraz większym stopniu szczegółowości. Projekty (takie jak CORINE Land Cover), dostarczające użytkownikom danych już po obróbce i interpretacji oraz coraz łatwiejszy dostęp do zdjęć satelitarnych i lotniczych pozwalają sądzić, iż w dłuższej perspektywie studia porównawcze to najbardziej obiecujący kierunek badań nad stabilnością krajobrazu.

Przykładem badań tego typu jest praca poświęcona roślinności strefy śródziemnomorskiej (Ricotta i in. 1998). Jej autorzy stabilność krajobrazu rozumieli dwójako – jako odporność na zakłócenia oraz jako zdolność do powrotu do stanu sprzed ich wystąpienia. W badaniach wzięli pod uwagę głównie drugi sposób pojmowania terminu. Do analiz tempa regeneracji struktury roślinności po pożarze wykorzystali zdjęcia satelitarne (Landsat Thematic Mapper – TM), na podstawie których określili wielkość biomasy roślinnej w trzech kolejnych okresach (przed oraz dwukrotnie po pożarze).

Inne podejście proponuje Crews-Meyer (2004). Analizuje ona stabilność poprzez zmiany wybranych parametrów struktury krajobrazu w czasie (Juxtaposition Index - IJI⁸ oraz procentowego udziału powierzchni - percentage area PCT). System uznaje za stabilny, gdy zmiana liczbowej wartości danego parametru jest mniejsza niż 10% zakresu jego wartości w określonym czasie. W takim ujęciu pojęcie stabilności odnosi się do wielkości zmiany określonych metryk struktury krajobrazu. Autorka wyróżnia stabilność statyczną oraz dynamiczną. Pierwszą z nich definiuje jako brak zmiany, drugą zaś odnosi do koncepcji równowagi dynamicznej i zmian cyklicznych, gdy stabilność zależy od skali czasu, w jakiej rozpatrujemy zmiany.

Balon (2007) przyjmuje postulat Canceli de Fonseki (1990 cyt. za Balon 2007), iż krajobraz można uznać za stabilny tak długo, jak długo trwa jego obecna organizacja. Podstawą opracowanej przez niego metody oceny stabilności obszarów górskich jest

⁸ Opis parametru w rozdziale 4.1

założenie, że znacząca zmiana struktury środowiska zmniejsza jego stabilność i równocześnie zwiększa podatność. Wnioski na temat podatności można sformułować na podstawie rodzaju i intensywności oddziałujących na środowisko bodźców. Im większa presja na środowisko i im bardziej środowisko ulega tej presji, tym bardziej staje się podatne na kolejne zmiany.

Richling (1992) oraz Kistowski i Pchałek (2009) proponują wykorzystanie do oceny stabilności środowiska wskaźnika mocy powiązań, charakteryzującego strukturę pionową krajobrazu (por. rozdział 5.1.). Zdaniem Richlinga (1992), podstawowe znaczenie dla stabilności geokompleksów ma siła związków między ich składowymi. Kistowski i Pchałek (2009) zalecają wykorzystanie wskaźnika mocy powiązań w opracowaniu ekofizjograficznym w celu określenia stabilności środowiska. Na poziomie krajowym (plan zagospodarowania przestrzennego kraju) proponują przeprowadzenie bardzo ogólnej oceny stabilności środowiska (jako miary odporności środowiska na antropopresję) na podstawie oceny współwystępowania cech określonych komponentów. Zwracają równocześnie uwagę na niedoskonałość tej metody, związaną z faktem, iż nie odnosi się ona do konkretnych form antropopresji, ale określa tzw. ogólną stabilność (czyli kategorię teoretyczną).

Także Rużycka i in. (1983) zwracają uwagę na potrzebę osobnego opracowania kryteriów dla każdego z poziomów (skal) oceny stabilności, gdyż nie występuje ona jako uniwersalna jakość. Pojęcie to jest raczej operacyjną koncepcją, mającą na celu wyznaczenie optymalnych rozwiązań i ukazującą złożoność procesów w ekosystemach. Cytowani autorzy podkreślają, iż badając stabilność należy określić zakres przestrzenny i czasowy analiz.

8.2. Zastosowane metody

Jak wspomniano w rozdziale 2.3, w niniejszej pracy stabilność korytarzy ekologicznych rozumiana jest jako trwałość (stałość) pełnionej funkcji migracyjnej. Stabilność sieci korytarzy została oceniona na trzy sposoby:

1. Poprzez ocenę trzech „poziomów” stabilności – od statycznego, przez zmiany neutralne, do dynamicznego. Stabilność statyczna oznacza brak zmiany. Kolejny poziom obejmuje zmiany neutralne, które nie wpływają na pełnioną przez korytarze funkcję migracyjną. Za stabilność

dynamiczną uznano sytuację, gdy zmiany pozytywne i negatywne równoważą się. W dwóch pierwszych przypadkach można stwierdzić, że pod względem pełnionej funkcji obszar nie zmienia się, czyli jest w pełni stabilny. W przypadku trzecim zaś możemy mówić o stanie bardziej lub mniej stabilnym.

2. Poprzez analizę udziałów powierzchni zmian pozytywnych i negatywnych w obrębie korytarzy.
3. Poprzez ocenę równomierności zmian w obrębie województw.

Na potrzeby oceny stabilności dynamicznej opracowano wskaźnik oceny salda zmian (por. Gerlée 2011a, 2011b). Określa on stałość (bądź zmienność) jakości pokrycia terenu. Informuje o równowadze między zmianami pozytywnymi a negatywnymi na danym obszarze. Równowagę tę można interpretować jako stabilność funkcji pełnionej przez korytarze ekologiczne. Założeniem było wykorzystanie ogólnodostępnych danych wyjściowych, tak aby wskaźnik mógł być stosowany przez praktyków. Warunek ten spełniają bazy danych CORINE Land Cover Change (1990–2000 oraz 2000–2006).

Wskaźnik oceny salda zmian może być wykorzystywany do oceny zmian pokrycia terenu pod różnymi kątami. W każdym przypadku konieczne jest opracowanie odpowiedniej klasyfikacji i skali ocen. W niniejszej pracy klasyfikacja i ocena zmian została przeprowadzona pod kątem przydatności różnych typów pokrycia terenu do pełnienia funkcji szlaku migracyjnego dla dużych ssaków.

Pierwszym etapem prac było przygotowanie bazy danych. Polegało ono na scaleniu wszystkich poligonów o takim samym rodzaju zmiany w multipoligon i obliczeniu powierzchni wszystkich multipoligonów (rodzajów zmian).

Kolejne etapy to ocena salda zmian pokrycia terenu. Przyjęto następującą procedurę:

1. Określenie skali przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków oraz przyporządkowanie poszczególnym klasom typów wydzieleń bazy CORINE Land Cover (por. Tab. 4).
2. Ocena jakości zmian pokrycia terenu.
3. Ocena salda zmian pokrycia terenu.

Do oceny przydatności różnych typów pokrycia terenu zastosowano pięciostopniową skalę, wykorzystaną wcześniej do analizy etostruktury (rozdział 7.1).

Klasy przydatności poszczególnych wydziałów bazy CLC do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego dla dużych ssaków przedstawia Tab. 12 (rozdział 7.1).

Ocena jakości zmiany pokrycia terenu (k) wynika z różnicy klas przed (K_{przed}) i po zmianie sposobu jego użytkowania (K_{po}). Wyraża się wzorem:

$$k = K_{\text{po}} - K_{\text{przed}}, \quad \text{gdzie } k \text{ zawiera się między } -4 \text{ a } 4$$

Przykładowo, jeżeli obszar w 2000 roku był pokryty lasem (klasa 4), a w 2006 roku był użytkowany jako miejsce eksploatacji odkrywkowej (klasa 0), to ocena jakości zmiany (różnica klas) dla tego terenu wynosi -4 (por. Tab. 15).

Kolejnym etapem pracy była ocena salda zmian na analizowanym obszarze. Wyłączono z niej zmiany pokrycia terenu, mieszczące się w tej samej klasie (na przykład zmiana lasu iglastego na mieszany – oba typy pokrycia terenu należą do klasy 4). Ocena zmiany (różnica klas k) w takim przypadku wynosi 0.

Obszary o ocenie zmiany równej 0 (zmiana neutralna) uznano za obszary stabilne, podobnie jak obszary, na których zmiany nie zaszły, i poddano odrębnej analizie.

W ocenie salda zmian uwzględniono sumę powierzchni zmian o określonej ocenie ($\sum P_k$), całkowitą powierzchnię, na których zaszły zmiany (P) oraz jakość tych zmian (od -4 do 4, z wyłączeniem 0). Wskaźnik zmian (W_z) wyraża się wzorem:

$$W_z = \sum_{k=-4}^4 W_k \quad \text{gdzie:} \quad W_k = k \left(\frac{\sum P_k}{P} \right)$$

W_z – wskaźnik zmiany uwzględniający wagę powierzchni zmian w poszczególnych kategoriach (od -4 do 4, z wyłączeniem 0);

W_k – wskaźnik zmiany pokrycia terenu w k -tej kategorii oceny. Wskaźnik uwzględnia stosunek powierzchni zmiany w k -tej kategorii do powierzchni wszystkich zmian (wagę powierzchni)

k – kategoria oceny zmian należy do $\{-4, -3, -2, -1, 1, 2, 3, 4\}$

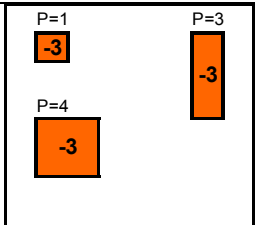
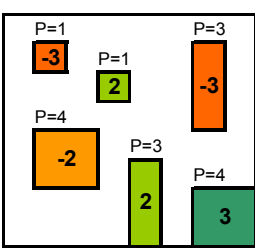
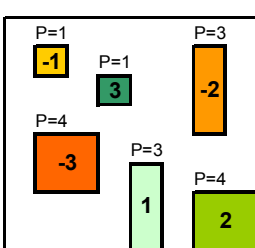
P_k – suma powierzchni zmian o k -tej kategorii oceny

P – suma powierzchni wszystkich obszarów, na których zaszły zmiany.

Wartość wskaźnika równa -4 oznacza, że na danym terenie wystąpiło 100% zmian o ocenie -4, zaś wartość 4, że wszystkie zmiany na danym obszarze miały ocenę 4. Wartość 0 wskaźnika oznacza, iż zmiany pozytywne (o dodatniej wartości oceny) i negatywne (o ujemnej wartości oceny) bilansują się na danym obszarze. Takie

korytarze uznano za stabilne (dynamicznie) pod względem przydatności do migracji. Przykłady obliczeń znajdują się w Tab. 15.

Tab. 15. Przykład obliczeń za pomocą wskaźnika oceny salda zmian (źródło: oprac. własne). Cyfry w obrębie pól oznaczają ocenę zmiany jaka zaszła na danej powierzchni. Kolory pól odpowiadają ocenom. Literą P oznaczono powierzchnie jednostek

Przestrzenny rozkład zmian	W_k	W_z
<p>A.</p> 	<p>dla $k = -3$,</p> $W_k = -3 \left(\frac{1+3+4}{8} \right) = -3$	<p>$W_z = -3$</p> <p>Wszystkie zmiany mają tą samą ocenę.</p>
<p>B.</p> 	<p>dla $k = -3$, $W_k = -3 \left(\frac{1+3}{16} \right) = -0,75$</p> <p>dla $k = -2$, $W_k = -2 \left(\frac{4}{16} \right) = -0,5$</p> <p>dla $k = 3$, $W_k = 3 \left(\frac{4}{16} \right) = 0,75$</p> <p>dla $k = 2$, $W_k = 2 \left(\frac{1+3}{16} \right) = 0,5$</p>	<p>$W_z = (-0,75) + (-0,5) + 0,75 + 0,5 = 0$</p> <p>Zmiany pozytywne i negatywne równoważą się.</p>
<p>C.</p> 	<p>dla $k = -3$, $W_k = -3 \left(\frac{4}{16} \right) = -0,75$</p> <p>dla $k = -2$, $W_k = -2 \left(\frac{3}{16} \right) = -0,375$</p> <p>dla $k = -1$, $W_k = -1 \left(\frac{1}{16} \right) = -0,0625$</p> <p>dla $k = 3$, $W_k = 3 \left(\frac{1}{16} \right) = 0,1875$</p> <p>dla $k = 2$, $W_k = 2 \left(\frac{4}{16} \right) = 0,5$</p> <p>dla $k = 1$, $W_k = 1 \left(\frac{3}{16} \right) = 0,1875$</p>	<p>$W_z = (-0,75) + (-0,375) + (-0,0625) + 0,1875 + 0,5 + 0,1875 = -0,3125 \approx -0,31$</p> <p>Mimo równej powierzchni zmian pozytywnych i negatywnych, przeważają zmiany negatywne ze względu na swój silniejszy charakter (niższa ocena).</p>

W praktyce, w skali województw wskaźnik przyjmował wartości nie przekraczające zakresu od -1,3 do 1,3. Jednak na mniejszych obszarach należy spodziewać się, iż przybierać on będzie bardziej skrajne wartości.

Oprócz wskaźnika salda zmian, do oceny stabilności korytarzy ekologicznych zastosowano analizę udziałów powierzchni zmian negatywnych (o ocenie od -4 do -1), pozytywnych (o ocenie od 1 do 4) i neutralnych (o ocenie 0).

Opracowano także wskaźnik równomierności zmian (W_r). Jednostką, dla której obliczono wartości wskaźnika, jest województwo. Wskaźnik jest obliczany jako różnica między udziałem zmian, jakie zaszły w korytarzach, a udziałem powierzchni korytarzy. Przyjmuje wartości dodatnie lub ujemne. Wyraża się wzorem:

$$W_r = P_{zk}/P_{zw} - P_k/P_w$$

gdzie:

W_r – wskaźnik równomierności (teoretycznie od -1 do 1)

P_{zk} – powierzchnia zmian, jakie zaszły w obrębie korytarzy w danym województwie

P_{zw} – powierzchnia zmian, jakie zaszły w danym województwie

P_k – powierzchnia korytarzy w danym województwie

P_w – powierzchnia danego województwa

Wskaźnik równomierności umożliwia stwierdzenie, czy w obrębie sieci korytarzy ekologicznych udział zmian jest zbliżony do udziału zmian na obszarze poza siecią. Wartości wskaźnika obliczono osobno dla zmian neutralnych, zmian znaczących (sumy zmian pozytywnych i negatywnych) oraz dla wszystkich zmian (sumy zmian neutralnych i znaczących). Wartość 0 oznacza, iż odsetek zmian, jakie zaszły w korytarzach, jest dokładnie taki, jaki wynika z udziału powierzchni korytarzy w danym województwie. Wartości dodatnie oznaczają, iż odsetek zmian w obrębie korytarzy jest wyższy niż wynika z udziału powierzchniowego korytarzy w województwie.

8.3. Wyniki

Udział terenów stabilnych, nie podlegających żadnym zmianom w latach 1990-2000, w obrębie korytarzy ekologicznych, wynosił od 93,87 % w województwie opolskim do 99,57% w województwie lubelskim. W latach 2000-2006 odsetek ten wyniósł od 97,99% w województwie opolskim do 99,69% w województwie podkarpackim (Ryc. 69). W większości przypadków obszar na którym pokrycie terenu w danym województwie uległo zmianom (neutralnym lub znaczącym) obejmował poniżej 2,5% powierzchni korytarzy ekologicznych w latach 1990-2000 i poniżej 1,5%

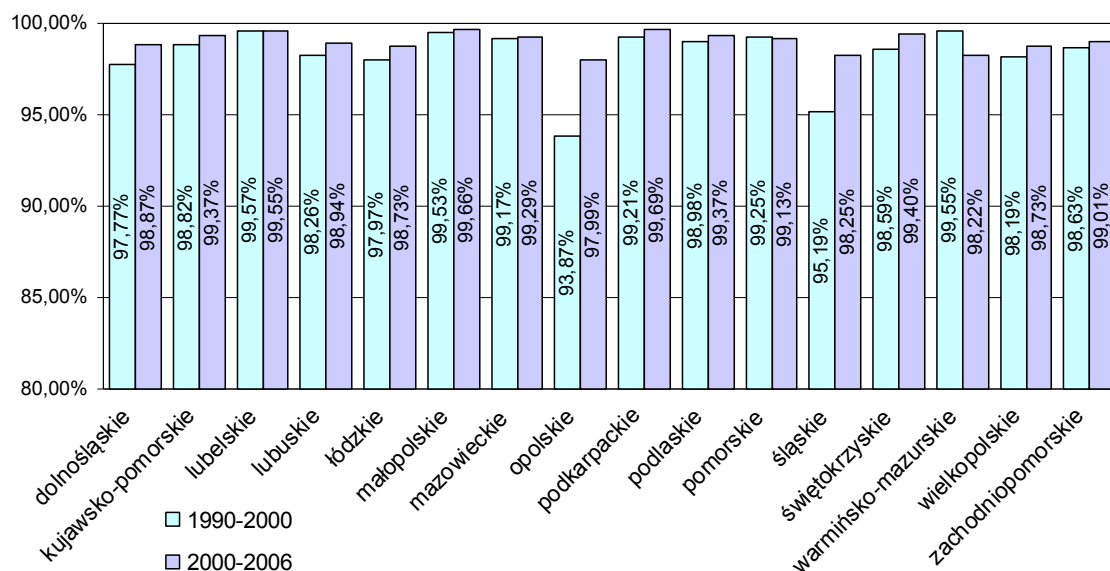
w latach 2000-2006. Wyjątek stanowią opolskie i śląskie w okresie wcześniejszym oraz opolskie, śląskie i warmińsko-mazurskie w okresie późniejszym (Ryc. 70 oraz Ryc. 71).

Zmiany neutralne objęły niewielki odsetek obszaru korytarzy ekologicznych. Więcej zmian neutralnych odnotowano w okresie 1990-2000 w porównaniu do okresu późniejszego (2000-2006). W okresie 1990-2000 najwięcej zmian neutralnych zaszło w województwie dolnośląskim; objęły one 0,25% powierzchni korytarzy ekologicznych (Ryc. 70). W okresie 2000-2006 najwięcej zmian tego typu odnotowano w województwie warmińsko-mazurskim (0,07% powierzchni korytarzy, Ryc. 71). Udziały powierzchni zmian neutralnych w sumie wszystkich zmian ukazuje załącznik 5.

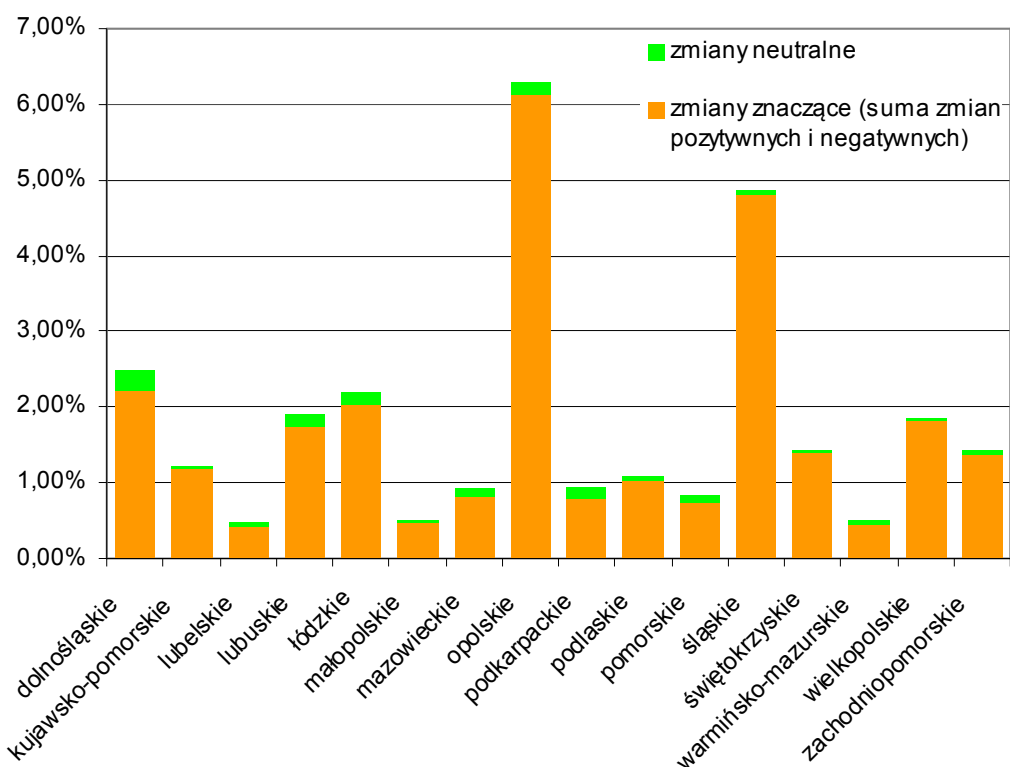
Trzy główne typy neutralnych zmian użytkowania w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w Polsce to przekształcenia (Ryc. 72 i Ryc. 73):

- z gruntów ornych poza zasięgiem urządzeń nawadniających (211) na łąki i pastwiska (231),
- z łąk i pastwisk (231) na grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających (211),
- z terenów rolniczych z dużym udziałem roślinności naturalnej (243) na lasy i roślinność krzewiastą w stanie zmian (324).

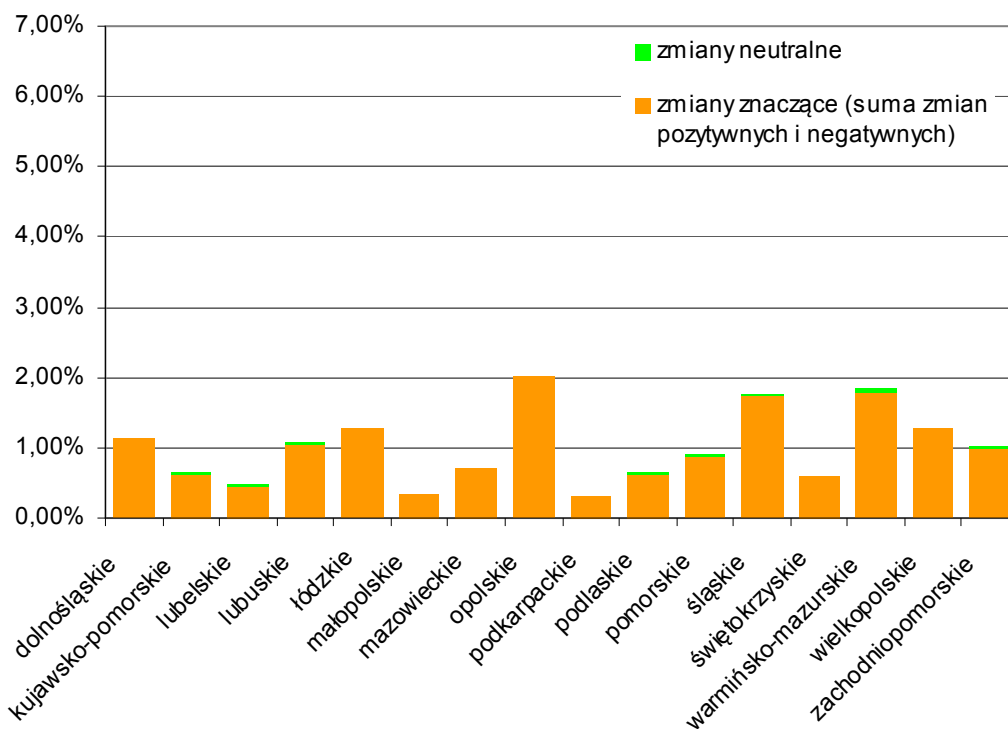
Szczegółowe udziały wszystkich typów zmian, wraz z przypisanymi im ocenami dla każdego województwa znajdują się w załączniku 6.



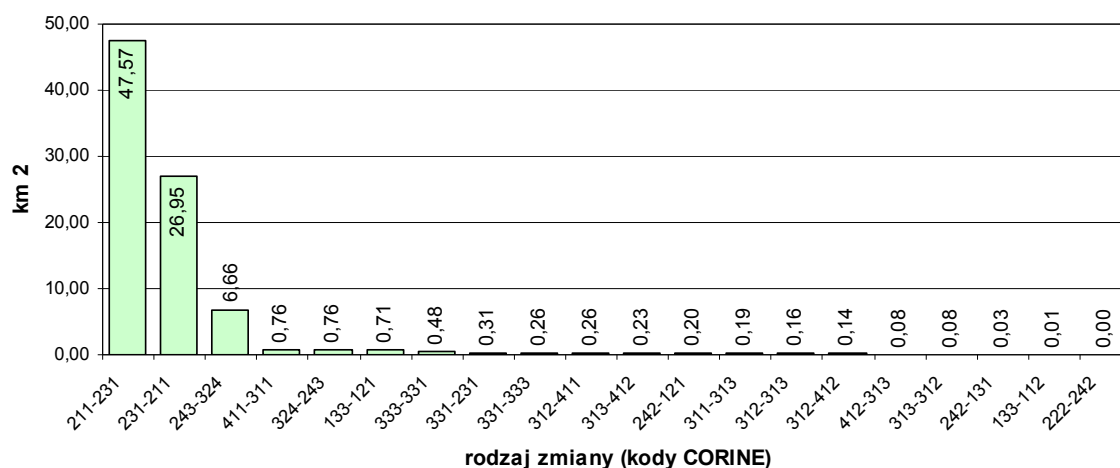
Ryc. 69. Udziały obszarów nie podlegających żadnym zmianom w korytarzach ekologicznych poszczególnych województw, w dwóch analizowanych okresach (źródło: oprac. własne)



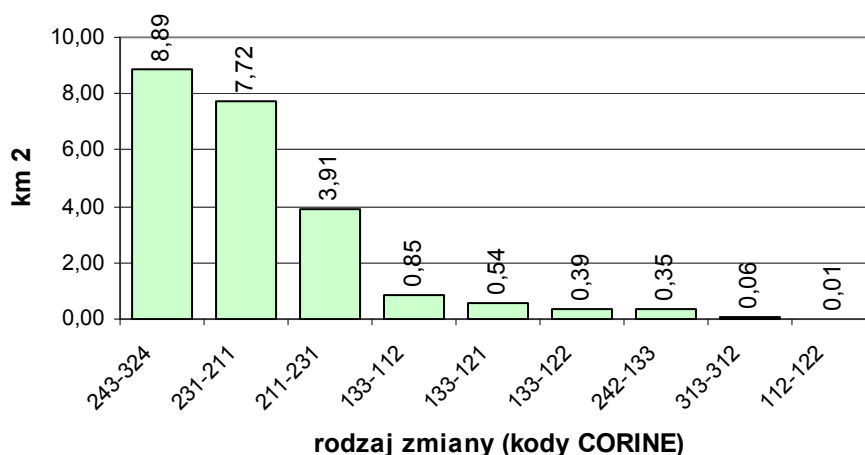
Ryc. 70. Udział zmian neutralnych oraz znaczących (pozytywnych i negatywnych) w powierzchni korytarzy ekologicznych województw, w okresie 1990-2000 (źródło: oprac. własne)



Ryc. 71. Udział zmian neutralnych oraz znaczących (pozytywnych i negatywnych) w powierzchni korytarzy ekologicznych województw, w okresie 2000-2006 (źródło: oprac. własne)



Ryc. 72. Powierzchnia poszczególnych rodzajów zmian neutralnych, jakie zaszły w korytarzach ekologicznych w Polsce w latach 1990-2000. Kody CORINE porównaj z Tab. 4 (źródło: oprac. własne)

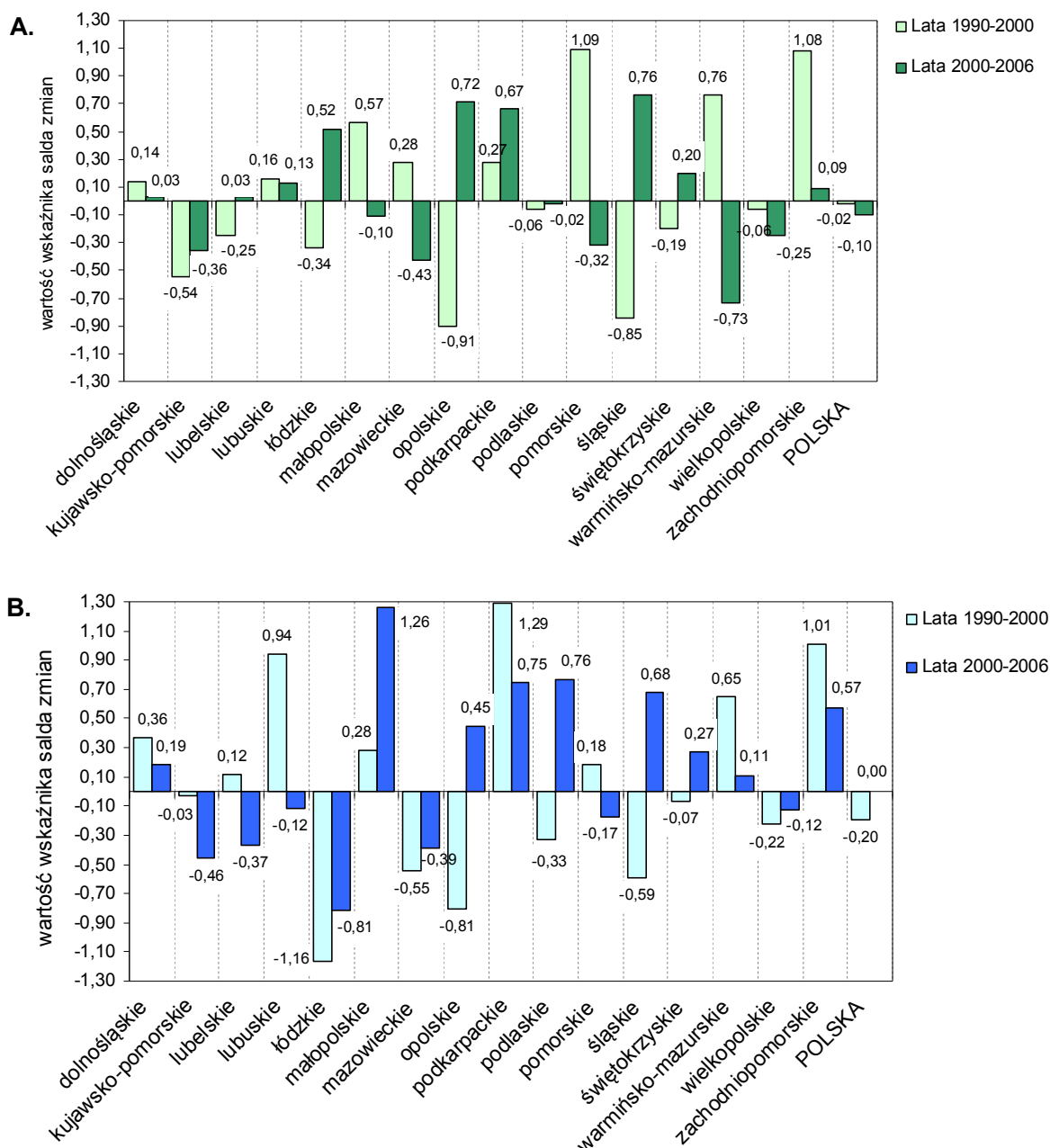


Ryc. 73. Powierzchnia poszczególnych rodzajów zmian neutralnych, jakie zaszły w korytarzach ekologicznych w Polsce w latach 2000-2006. Kody CORINE porównaj z Tab. 4 (źródło: oprac. własne)

Wskaźnik salda zmian znaczących (pozytywnych i negatywnych) w poszczególnych województwach kształtował się odmiennie, zarówno w obrębie korytarzy ekologicznych, jak i poza nimi. Zauważalne różnice wystąpiły także pomiędzy kolejnymi analizowanymi okresami: 1990-2000 i 2000-2006 (Ryc. 74).

Najwyższe wartości wskaźnika w obrębie sieci korytarzy ekologicznych zanotowano w okresie 1990-2000 w województwach pomorskim (1,09) i zachodniopomorskim (1,08). W tym samym okresie odnotowano również najniższe wartości wskaźnika w obrębie korytarzy - w województwach: opolskim (-0,91) i śląskim (-0,85). W okresie późniejszym (2000-2006) na obszarze sieci wartości wskaźnika wahały się pomiędzy wspomnianymi skrajnymi wartościami (Ryc. 74 A).

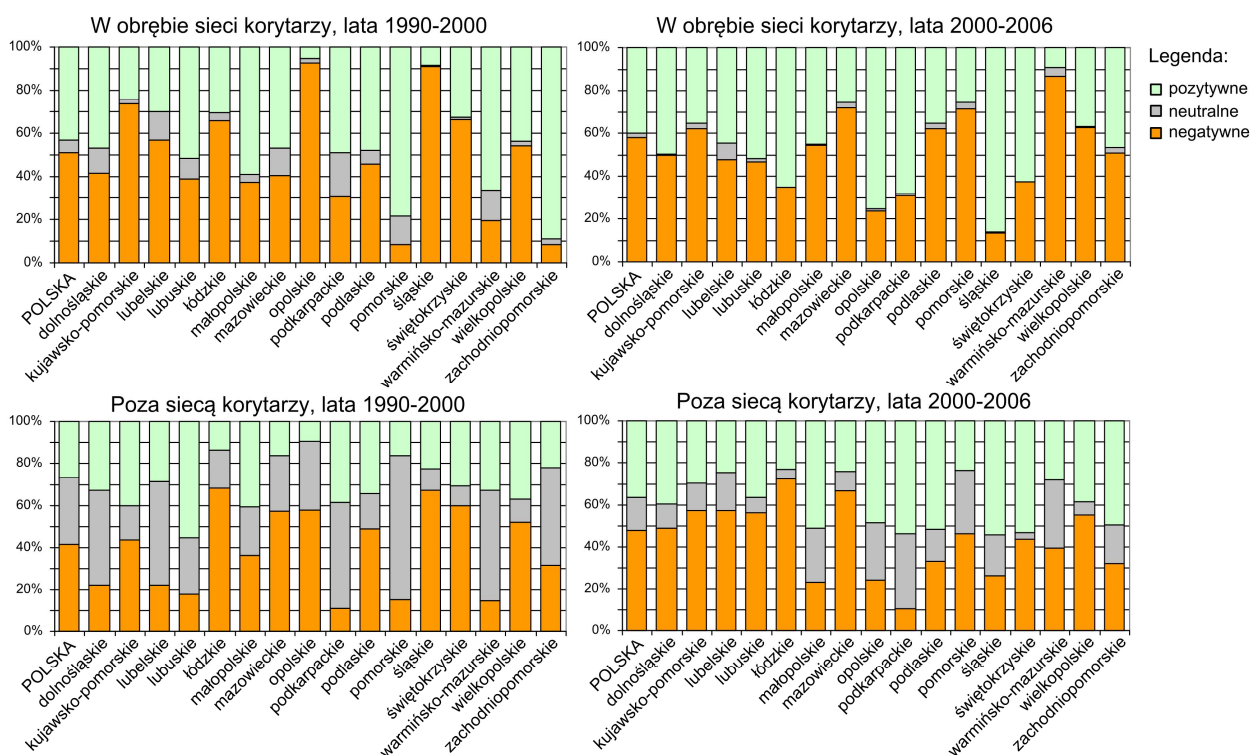
Warto podkreślić, że zarówno wartości najwyższe, jak i najniższe oznaczają mniejszą stabilność dynamiczną obszaru wobec pełnionej funkcji migracyjnej. Województwa o największej stabilności dynamicznej to te, dla których wskaźnik przyjmuje wartości najbliższe zeru (zmiany negatywne i pozytywne równoważą się). W okresie 1990-2000 sytuacja taka wystąpiła w województwach podlaskim i wielkopolskim (wartość wskaźnika -0,06). W okresie późniejszym zaś – w podlaskim (-0,02) oraz dolnośląskim i lubelskim (w obu 0,03).



Ryc. 74. Wartości wskaźnika salda zmian dla poszczególnych województwach A. w obrębie sieci korytarzy ekologicznych B. poza siecią korytarzy ekologicznych, w dwóch analizowanych okresach (1990-2000 i 2000-2006) (źródło: oprac. własne)

Poza siecią korytarzy ekologicznych wskaźnik przyjmował bardziej skrajne wartości niż w obrębie sieci (Ryc. 74 B). Najwyższą wartość stwierdzono w województwie podkarpackim (1,29), najniższą zaś w województwie łódzkim (-1,16); obie w okresie 1990–2000. Wartość najbliższą zeru (-0,03) zanotowano dla województwa kujawsko-pomorskiego.

Ryc. 75 przedstawia udziały powierzchni, na których zaszły zmiany pozytywne (o wartościach oceny dodatnich), negatywne (o wartościach ujemnych) i neutralne (o wartości zero) w poszczególnych okresach na obszarze sieci korytarzy ekologicznych i poza nią. Dla obszaru całej Polski udział zmian neutralnych w okresie 1990-2000 wyniósł w obrębie sieci korytarzy 5,99%, a poza nią 31,68% , natomiast w okresie 2000-2006 odpowiednio 2,19% oraz 15,79%. Szczegółowe dane na temat udziałów powierzchniowych znajdują się w załączniku 5. W obrębie korytarzy ekologicznych w obu analizowanych okresach widoczny jest większy udział zmian znaczących (pozytywnych i negatywnych) w porównaniu z obszarem poza siecią korytarzy, gdzie zanotowano stosunkowo duży udział zmian o charakterze neutralnym.



Ryc. 75. Powierzchniowe udziały zmian negatywnych, neutralnych i pozytywnych dla poszczególnych województw oraz całej Polski (źródło: oprac. własne)

Największy udział zmian o charakterze negatywnym w obrębie sieci korytarzy odnotowano w województwie opolskim (92,62%) i śląskim (90,86%) w okresie 1990-2000 oraz w województwie warmińsko-mazurskim (86,77%) w okresie 2000-2006. Najwyższy udział zmian pozytywnych w obrębie sieci stwierdzono w województwie zachodniopomorskim (89,02%) w okresie wcześniejszym oraz w województwie śląskim (86,01%) w okresie późniejszym.

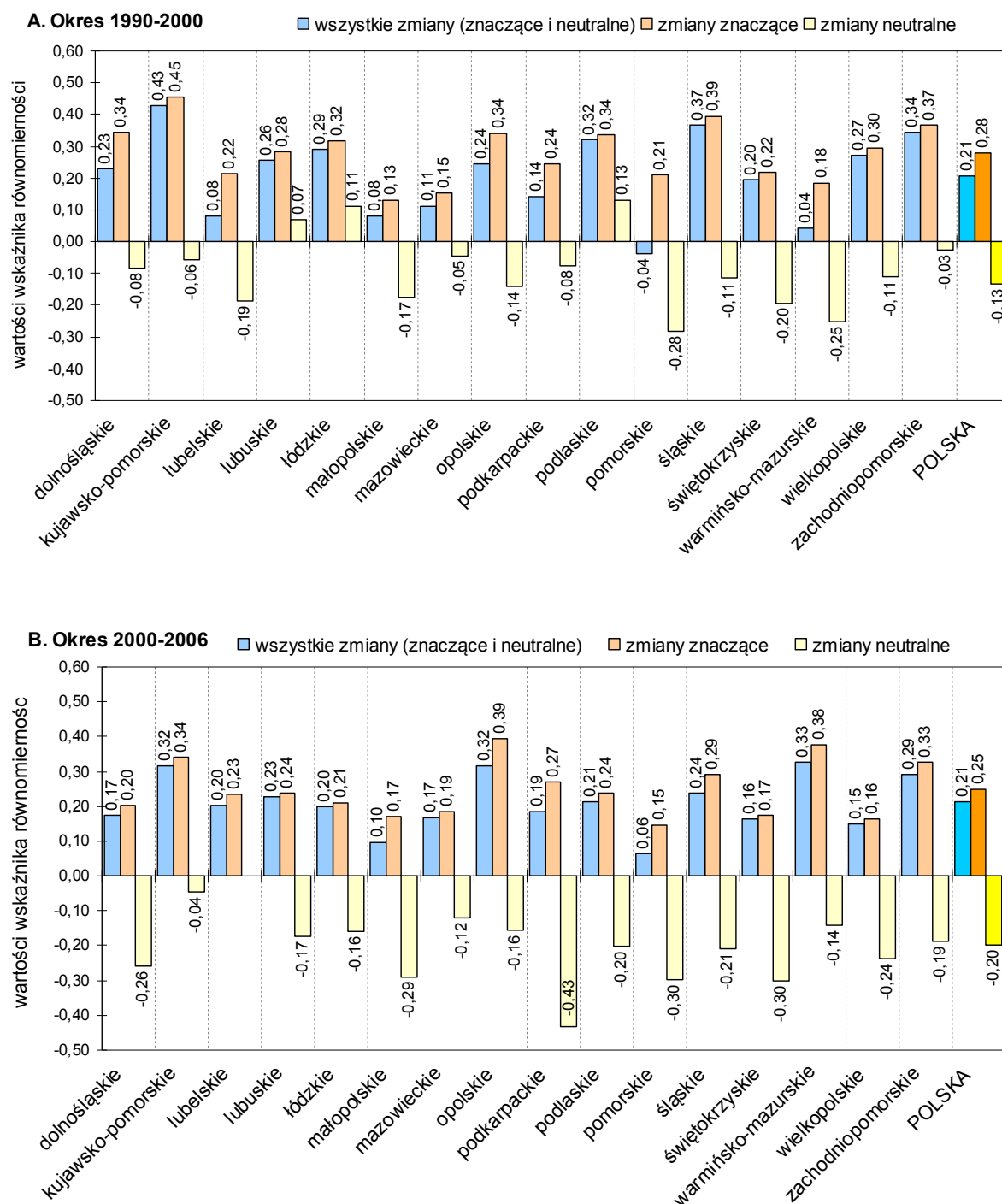
Poza obszarem sieci korytarzy ekologicznych zmiany pozytywne dominowały w województwie lubuskim (54,98%) w latach 1990-2000, oraz w województwie śląskim (54,07%) i podkarpackim (53,67%) w latach 2000-2006. Udział zmian negatywnych najwyższy był w województwie łódzkim (68,31%) i śląskim (66,99%) w okresie wcześniejszym (1990-2000) oraz łódzkim (72,42%) w okresie późniejszym (2000-2006).

Na Ryc. 76 przedstawiono wartości wskaźnika równomierności zmian (W_r), w dwóch analizowanych okresach. Otrzymane wyniki wskazują na większy udział wszystkich zmian w obrębie sieci korytarzy ekologicznych niż wynika to z udziału powierzchniowego sieci w województwie (wartości dodatnie wskaźnika równomierności). Tylko w jednym przypadku (woj. pomorskie) wskaźnik równomierności dla wszystkich zmian przyjął wartości ujemne, co oznacza mniejszy udział zmian w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, niż wynikałoby to z jej udziału powierzchniowego.

W przypadku zmian znaczących (pozytywnych i negatywnych) we wszystkich województwach w obu analizowanych okresach odnotowano dodatnie wartości wskaźnika. W przypadku zmian neutralnych natomiast, aż w 13 województwach, w okresie 1990-2000, zanotowano wartości ujemne. W okresie późniejszym (2000-2006) wskaźnik równomierności dla zmian neutralnych przyjął wartości ujemne w 15 województwach (wyjątek stanowiło lubelskie, w którym zmian neutralnych nie zanotowano).

Najwyższe wartości wskaźnika odnotowano w województwie kujawsko-pomorskim w okresie 1990-2000 (0,43 dla wszystkich zmian i 0,45 dla zmian znaczących). Województwa, w których równomierność wszystkich zmian była największa (wartości wskaźnika najbliższe zeru), to pomorskie (-0,04) oraz warmińsko-mazurskie (0,04) w latach 1990-2000. W przypadku zmian znaczących wartość najbliższą równomierności zanotowano w województwie małopolskim w latach 1990-2000 (0,13), zaś dla zmian neutralnych w województwie zachodniopomorskim w latach

1990-2000 (-0,03). W obu okresach we wszystkich przypadkach zaznacza się przewaga wartości wskaźnika dla zmian znaczących w stosunku do wartości wskaźnika dla sumy wszystkich zmian.



Ryc. 76. Wartości wskaźnika równomierności zmian dla wszystkich zmian, sumy zmian pozytywnych i negatywnych oraz dla zmian neutralnych (A) w okresie 1990-2000 oraz (B) w okresie 2000-2006 (źródło: oprac. własne)

8.4. Podsumowanie wyników

W Tab. 16 przedstawiono ocenę stabilności (stałości, niezmienności) korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach. Pozycje w rankingu wyznacza średnia z pozycji zajmowanych w dwóch analizowanych okresach. Przedmiotem analizy była suma udziałów powierzchni, na których nie zaszły żadne zmiany i powierzchni zmian neutralnych. Najwyższą średnią pozycję odnotowano dla korytarzy województw lubelskiego, małopolskiego i podkarpackiego. Najniższą średnią pozycję uzyskały korytarze województw opolskiego i śląskiego, a także łódzkiego, dolnośląskiego i wielkopolskiego.

Warto zauważyć, że w przypadku korytarzy województwa opolskiego i śląskiego uzyskany wynik jest w pełni zgodny z efektami analiz chronostruktury. W obu województwach zanotowano wyraźne odwrócenie trendu zmian z negatywnych (związanych z antropopresją) na pozytywne (związane z naturalizacją) (por. rozdział 6.3, Tab. 11).

Tab. 16. Średnia pozycja poszczególnych województw na podstawie udziału obszarów stabilnych (statycznie oraz o zmianach neutralnych) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych (źródło: oprac. własne)

Województwo	Lata 1990-2000		Lata 2000-2006		Średnia pozycja = (a+b)/2
	Udział obszarów stabilnych*	Pozycja** (a)	Udział obszarów stabilnych*	Pozycja** (b)	
lubelskie	99,63%	1	99,59%	3	2
małopolskie	99,55%	3	99,66%	2	2,5
podkarpackie	99,38%	4	99,70%	1	2,5
pomorskie	99,35%	5	99,15%	8	6,5
mazowieckie	99,28%	6	99,31%	7	6,5
podlaskie	99,05%	7	99,38%	6	6,5
kujawsko-pomorskie	98,84%	8	99,39%	5	6,5
świętokrzyskie	98,61%	10	99,40%	4	7
warmińsko-mazurskie	99,61%	2	98,29%	14	8
zachodniopomorskie	98,67%	9	99,03%	9	9
lubuskie	98,43%	11	98,95%	10	10,5
wielkopolskie	98,22%	12	98,73%	12	12
dolnośląskie	98,03%	14	98,88%	11	12,5
łódzkie	98,15%	13	98,73%	13	13
śląskie	95,25%	15	98,27%	15	15
opolskie	94,02%	16	98,01%	16	16

* Suma udziałów obszarów nie podlegających żadnym zmianom oraz obszarów o zmianach neutralnych

** Pozycja w kolejności od najmniejszego do największego udziału obszarów stabilnych

Należy także podkreślić, iż wyniki analiz stabilności jedynie częściowo odpowiadają wynikom badań chronostruktury. Jest to związane zarówno ze

szczegółowością jak i zakresem przestrzennym analiz. Podczas badań stabilności zastosowano ocenę poszczególnych rodzajów zmian użytkowania (w klasach 0-4) pod kątem wpływu na przydatność obszaru do pełnienia funkcji migracyjnej. Analiza chronostruktury polegała natomiast na porównaniu powierzchni zmian zaklasyfikowanych do dziewięciu typów zmian użytkowania. Nie uwzględniała obszaru na którym zmiany nie zaszły.

W okresie 1990-2000 zanotowano większy udział zmian neutralnych niż w okresie późniejszym, zarówno w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, jak i poza nią. W obrębie sieci w obu analizowanych okresach dominowały zmiany znaczące (pozytywne i negatywne). Natomiast poza obszarem sieci korytarzy zaobserwowano stosunkowo duży udział zmian o charakterze neutralnym.

Tab. 17 przedstawia podsumowanie wyników uzyskanych za pomocą dwóch wybranych wskaźników stabilności dynamicznej, analizowanych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych. Są to: wskaźnik salda zmian oraz udział powierzchni zmian pozytywnych. Ich zestawienie umożliwiło wyróżnienie kilku grup województw. Pierwszą z nich tworzą województwa o dużej stabilności dynamicznej sieci korytarzy ekologicznych. Są to dolnośląskie i podlaskie. W przypadku województwa dolnośląskiego wynik ten jest zgodny z wynikami analiz chronostruktury, które wykazały trwałą równowagę zmian (por. rozdział 6.3, Tab. 11). W podlaskim stwierdzono natomiast znaczne pogorszenie tendencji zmian chronostruktury, a jednocześnie stosunkowo dużą stabilność dynamiczną. Wynika to z proporcji udziałów zmian o różnej ocenie. W pierwszym z analizowanych okresów, w sieci korytarzy ekologicznych województwa podlaskiego zmiany negatywne o ocenie -4 stanowiły 0,1%, o ocenie -3 – 13,2%, a o ocenie -1 – 32,3%. W okresie późniejszym natomiast zmiany o ocenie -4 stanowiły 0,8%, zmiany o ocenie -3 tylko 0,4%, a zmiany o ocenie -1 – aż 61,0% wszystkich zmian (por. załącznik 6).

Drugą (największą) grupę tworzą województwa, w których w pierwszym z analizowanych okresów w korytarzach dominowały zmiany negatywne, w drugim zaś – pozytywne. Są to: łódzkie, opolskie, śląskie i świętokrzyskie. W korytarzach województw grupy trzeciej (małopolskie, lubuskie i zachodniopomorskie) początkowo przeważały zmiany pozytywne, później natomiast zaobserwowano równowagę między zmianami pozytywnymi a negatywnymi. Do grupy czwartej zakwalifikowano jedno województwo (lubelskie), w którym początkowo obserwowano przewagę zmian negatywnych w korytarzach, późniejszy okres charakteryzował się natomiast

stabilnością dynamiczną. Sytuacja odwrotna miała miejsce w kolejnej grupie, obejmującej korytarze województwa wielkopolskiego. Pomorskie, warmińsko-mazurskie oraz mazowieckie (tworzące grupę szóstą) we wcześniejszym okresie charakteryzowały się przewagą zmian pozytywnych w korytarzach, w późniejszym zaś – negatywnych. Ostatnia grupa, obejmująca województwa kujawsko-pomorskie oraz podkarpackie, charakteryzowała się przewagą jednego typu zmian w obu analizowanych okresach. W pierwszym z nich były to zmiany negatywne, w drugim natomiast pozytywne.

Tab. 17. Stabilności sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach na podstawie wskaźnika salda zmian oraz udziałów powierzchni zmian pozytywnych (źródło: oprac. własne)

Województwo	Lata 1990-2000				Lata 2000-2006				Podsumowanie ocen	
	Wskaźnik salda zmian		Udział zmian pozytywnych*		Wskaźnik salda zmian		Udział zmian pozytywnych*			
	wartość	ocena**	udział	ocena***	wartość	ocena**	udział	ocena***		
dolnośląskie	0,14	0	52,9%	0	0,03	0	49,8%	0	0000	stabilne
podlaskie	-0,06	0	51,3%	0	-0,02	0	36,2%	-	0000	stabilne
łódzkie	-0,34	-	31,7%	-	0,52	+	65,2%	+	- - ++	zm. negatywne - zm. pozytywne
opolskie	-0,91	-	5,6%	-	0,72	+	76,0%	+	- - ++	zm. negatywne - zm. pozytywne
śląskie	-0,85	-	8,5%	-	0,76	+	86,8%	+	- - ++	zm. negatywne - zm. pozytywne
świętokrzyskie	-0,19	-	32,8%	-	0,20	+	62,5%	+	- - ++	zm. negatywne - zm. pozytywne
małopolskie	0,57	+	61,3%	+	-0,10	0	45,5%	0	++00	zm. pozytywne - stabilne
lubuskie	0,16	+	56,9%	+	0,13	0	52,6%	0	++00	zm. pozytywne - stabilne
zachodnio-pomorskie	1,08	+	91,6%	+	0,09	0	47,8%	0	++00	zm. pozytywne - stabilne
lubelskie	-0,25	-	34,5%	-	0,03	0	48,4%	0	- - 00	zm. negatywne - stabilne
wielkopolskie	-0,06	0	44,7%	-	-0,25	-	37,4%	-	0 - - -	stabilne - zm. negatywne
pomorskie	1,09	+	90,1%	+	-0,32	-	26,4%	-	++ - -	zm. pozytywne - zm. negatywne
warmińsko-mazurskie	0,76	+	77,4%	+	-0,73	-	9,7%	-	++ - -	zm. pozytywne - zm. negatywne
mazowieckie	0,28	+	53,7%	+	-0,43	-	26,4%	-	++ - -	zm. pozytywne - zm. negatywne
kujawsko-pomorskie	-0,54	-	24,9%	-	-0,36	-	36,2%	-	- - - -	zm. negatywne
podkarpackie	0,27	+	61,5%	+	0,67	+	68,9%	+	++++	zm. pozytywne

* 100% stanowi suma powierzchni zmian pozytywnych i negatywnych

** wartości > 0,15 zmiany pozytywne (+), wartości od -0,15 do 0,15 zachowana stabilność (0), wartość < -0,15 zmiany negatywne (-)

*** 0%-45,0% przewaga powierzchni zmian negatywnych (-), 45,1%-55% równowaga udziałów zmian pozytywnych i negatywnych (0), 55,1% -100% przewaga powierzchni zmian pozytywnych (+)

Najwyższe wartości wskaźnika salda zmian w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, zatem zmiany w kierunku pozytywnym, odnotowano w okresie 1990-2000 w województwach pomorskim i zachodniopomorskim. Warto zauważyć, że korytarze ekologiczne województwa pomorskiego charakteryzują się także

najkorzystniejszą chorostrukturą pionową, mierzoną wartością ogólnego wskaźnika skupienia związku W_{so} (por. rozdział 5.2, Ryc. 39).

Najniższe wartości wskaźnika salda zmian stwierdzono w okresie 1990-2000, w województwach: opolskim i śląskim. Zarówno wysokie, jak i niskie wartości wskaźnika świadczą o mniejszej (w porównaniu do korytarzy pozostałych województw) stabilności obszaru zmian znaczących.

Największy udział powierzchniowy zmian o charakterze negatywnym w obrębie sieci korytarzy odnotowano w województwie opolskim i śląskim w okresie 1990-2000 oraz w województwie warmińsko-mazurskim w okresie 2000-2006. Natomiast największy udział powierzchni zmian pozytywnych w obrębie sieci stwierdzono w województwie zachodniopomorskim w okresie wcześniejszym oraz w województwie śląskim w okresie późniejszym.

Wartości wskaźnika równomierności zmian (W_r) wskazały, iż we wszystkich przypadkach zmiany znaczące (pozytywne i negatywne) w obrębie sieci korytarzy występowały częściej niż by to wynikało z powierzchni, jaką korytarz zajmują w poszczególnych województwach. Odwrotną sytuację zanotowano w przypadku zmian neutralnych. Świadczyć to może o większej dynamice obszaru korytarzy w stosunku do terenów poza nimi.

9. Wnioski

Analizy przeprowadzone w niniejszej pracy wykazały istotne różnice w strukturze oraz stabilności korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach. Wykonane badania brały pod uwagę cel, w jakim sieć korytarzy ekologicznych została wyznaczona – migrację dużych ssaków. Skala opracowania oraz szczegółowość danych dotyczących pokrycia terenu determinowały konieczne uproszczenia w zastosowanych i nowo opracowanych metodach.

Na etapie charakterystyki analizowanej sieci korytarzy ekologicznych wykonano ocenę jej reprezentatywności krajobrazowej. Stwierdzono, że:

- 1) do sieci włączone zostały najcenniejsze (najmniej przekształcone) fragmenty poszczególnych klas krajobrazów;
- 2) zastosowane przez autorów projektu (Jędrzejewski i in. 2005) kryteria do wyznaczenia przebiegu korytarzy ekologicznych przyczyniają się również do właściwej ochrony różnorodności krajobrazów Polski.

Analizy przeprowadzone w dalszej części rozprawy pozwoliły na udzielenie odpowiedzi na postawione we wstępie pytania badawcze.

W odniesieniu do **struktury** sieci korytarzy ekologicznych stwierdzono, że:

- 1) Najkorzystniejszą chorostrukturą terytorialną (najbardziej zwartą, o najmniejszym rozdrobnieniu płatów) charakteryzują się korytarze ekologiczne Pobrzeży Południowobałtyckich oraz północnej i zachodniej części Pojezierzy Południowobałtyckich. Korytarze te obejmują głównie krajobrazy nizin glacialnych i dolin rzecznych. Cechuje je stosunkowo duży udział lasów i terenów seminaturalnych. Pod względem administracyjnym należą do województw: lubuskiego (w którym sieć korytarzy charakteryzuje się najlepszą chorostrukturą terytorialną) oraz zachodniopomorskiego, pomorskiego i wielkopolskiego. Potwierdzeniem wysokiej jakości korytarzy województw lubuskiego, zachodniopomorskiego i pomorskiego są najwyższe wartości wskaźnika spójności, które wskazują także na ich korzystną etostrukturę.

Województwo lubuskie charakteryzuje się ponadto najwyższą sumą udziałów obszarów przydatnych (klasa 3) i bardzo przydatnych (klasa 4) dla migracji. Odnacza się również korzystną chronostrukturą (w ciągu dwóch analizowanych okresów odnotowano stały, korzystny kierunek zmian związany z procesami naturalizacji). Podobnie korzystną chronostrukturę (trwałe zmiany na lepsze) stwierdzono jedynie w przypadku korytarzy województwa podkarpackiego. Korytarze ekologiczne województwa pomorskiego charakteryzują się natomiast najwyższą wartością ogólnego wskaźnika skupienia związku, co świadczy o stosunkowo wysokim stopniu naturalności tego obszaru. Województwo to odnacza się jednak niekorzystną chronostrukturą (we wcześniejszym okresie odnotowano przewagę udziału zmian związanych ze wzrostem naturalności, jednak w okresie późniejszym nastąpiło odwrócenie tej tendencji). Podobna sytuacja miała miejsce w województwach zachodniopomorskim i wielkopolskim. W przypadku województwa lubuskiego uwagę zwraca najwyższe zagęszczenie dróg w obrębie korytarzy ekologicznych, co jest istotnym czynnikiem obniżającym ich jakość.

- 2) Najmniej korzystną chronostrukturą terytorialną (największą fragmentacją i rozdrobnieniu płątów) odznaczają się korytarze w województwie mazowieckim, lubelskim i łódzkim. Położone są one w obrębie środkowej i wschodniej części podprovincji Nizin Środkowopolskich (mazowieckie, łódzkie, fragment lubelskiego) oraz Polesia i Wyżyny Lubelsko-Lwowskiej (lubelskie). Obejmują głównie krajobrazy nizin peryglacialnych i fluwioglacialnych, zalewowe dna dolin oraz tarasy nadzalewowe i krajobrazy lessowe (głównie w lubelskim). Korytarze ekologiczne województwa lubelskiego odznaczają się także niekorzystną chronostrukturą, choć obserwuje się spadek dynamiki udziału zmian niekorzystnych. W przypadku sieci korytarzy województwa mazowieckiego widoczne jest wzmocnienie tendencji zmian negatywnych, związanych z antropopresją, w późniejszym z analizowanych okresów. Natomiast w korytarzach województwa łódzkiego zanotowano odwrotną tendencję (wzrost naturalności). Z kolei jakość korytarzy lubelskiego dodatkowo obniża najniższa suma udziałów obszarów przydatnych (klasa 3) i bardzo przydatnych (klasa 4) oraz najniższa wartość wskaźnika spójności, świadcząca o niekorzystnej etostrukturze.

- 3) Silne powiązania pionowe w obrębie sieci korytarzy ekologicznych odnotowano między lasami i terenami seminaturalnymi a obszarami charakteryzującymi się ubogimi glebami i niekorzystnymi stosunkami wodnymi. Obszary te są siedliskiem lasów iglastych i mieszanych, w niewielkiej części także grądów. Na obszarach górskich i wyżynnych są to tereny o dużym powierzchniowym i podpowierzchniowym odpływie wód (krajobrazy wysokogórskie i regła górnego w dolnośląskim i małopolskim), natomiast na obszarach nizinnych charakteryzują się dużą przepuszczalnością podłoża i głębokim zaleganiem zwierciadła wód podziemnych (krajobrazy nizin eolicznych w zachodniopomorskim, pomorskim, lubuskim, wielkopolskim, mazowieckim i podlaskim). Wyniki te są zgodne z oczekiwaniami, gdyż najsilniejsze powiązania dotyczą obszarów o słabej przydatności rolniczej lub w ogóle do celów rolniczych nieprzydatnych. Jednocześnie najwyższe wartości wskaźnika wewnętrznej spójności (wg Richlinga 1976) w obrębie sieci korytarzy ekologicznych odnotowano dla związku żyznych, zalewowych fragmentów dolin rzecznych z terenami rolnymi (województwa: śląskie, łódzkie, opolskie).
- 4) Analiza chronostruktury wykazała, iż dominującymi zmianami związanymi ze wzrostem antropopresji były odlesienia. Wśród zmian związanych ze wzrostem naturalności przeważają zalesienia oraz, w mniejszym stopniu, sukcesja wtórna.
- 5) Wysoką spójność krajobrazu (wg Jaegera 2000) odnotowano na obszarach puszczy północno-wschodniej oraz północno-zachodniej Polski, a także w obrębie łuku Karpat. Najwyższą w skali Polski wartością wskaźnika spójności wyróżnia się Puszcza Białowieska. Na tej podstawie można stwierdzić, iż wskaźnik ten dobrze odzwierciedla nie tylko sprawność funkcjonowania korytarzy, ale też jakość środowiska.
- 6) Obszary bezpośrednio przylegające do korytarzy ekologicznych są w znacznej mierze nieprzydatne lub słabo przydatne do pełnienia funkcji migracyjnej. Warunki w obrębie sieci korytarzy wyraźnie odróżniają się zatem od otoczenia, co świadczy o tym, że ich granice dobrze odzwierciedlają strukturę krajobrazu. Łączny udział terenów nieprzydatnych i słabo przydatnych w dwukilometrowym buforze wokół korytarzy największy jest w województwie lubelskim, które charakteryzuje się jednocześnie najniższą jakościowo strukturą sieci korytarzy.

W odniesieniu do **stabilności** sieci korytarzy ekologicznych stwierdzono, że:

- 1) W świetle analiz wykorzystujących dane bazy CLC Change, sieć korytarzy ekologicznych w Polsce charakteryzuje się znaczną stabilnością statyczną. Obszary nie objęte żadnymi zmianami zajmowały od 93,87% powierzchni korytarzy w województwie opolskim (w latach 1990–2000) do 99,69% powierzchni korytarzy w województwie podkarpackim (w latach 2000–2006). Największą stabilnością w zakresie sumarycznej powierzchni całkowicie stabilnej (na której nie zaszły żadne zmiany) oraz powierzchni zmian neutralnych (w obu analizowanych okresach) charakteryzowała się sieć korytarzy ekologicznych województwa lubelskiego, małopolskiego oraz podkarpackiego. Ponadto, w dwóch pierwszych wymienionych województwach w późniejszym okresie (2000-2006) odnotowano stabilizację zmian dynamicznych (wartości wskaźnika salda zmian były bliskie zeru). Podkarpackie wyróżniało się natomiast stałymi zmianami pozytywnymi. Największą stabilnością dynamiczną charakteryzowały się korytarze ekologiczne w województwach podlaskim, dolnośląskim i lubelskim w okresie 2000-2006 (wartości wskaźnika salda zmian były najbliższe zeru). Podlaskie odznaczało się również dość wysoką stabilnością statyczną korytarzy. Wymienione województwa cechowały się jednocześnie przeciętną jakością struktury korytarzy ekologicznych.
- 2) Korytarze najbardziej stabilne nie są jednocześnie tymi o strukturze najbardziej sprzyjającej migracji. Dobrym przykładem jest województwo lubelskie, w którym korytarze charakteryzują się dużą stabilnością, a jednocześnie parametry ich struktury świadczą o słabej jakości z punktu widzenia funkcji migracyjnej. Ze względu na funkcję pełnioną przez korytarze ekologiczne, pozostanie w obecnym stanie nie jest pożądane. Wskazane byłyby zmiany w kierunku pozytywnym, a następnie osiągnięcie stabilności na poziomie optymalnym dla migracji.
- 3) We wszystkich województwach w obrębie korytarzy ekologicznych wystąpiło proporcjonalnie więcej zmian znaczących (pozytywnych i negatywnych) niż na terenach nie objętych siecią. Zjawisko to wydaje się niepokojące, zwłaszcza, że nasila się ono w późniejszym z analizowanych okresów. Wymaga monitorowania i dalszych badań.

- 4) Stabilność pełnionej funkcji migracyjnej może być zachowana pomimo różnych udziałów powierzchni zmian negatywnych i pozytywnych w kolejnych analizowanych okresach (a zatem w korytarzach o odmiennej chronostrukturze). Związane jest to z faktem, iż w zastosowanej metodzie oceny stabilności powierzchni poszczególnych typów zmian podlegają ważeniu miarą ich jakości.

Przeprowadzone w niniejszej pracy badania pozwoliły również na realizację jej celów metodycznych. W odniesieniu do metod oceny struktury korytarzy ekologicznych stwierdzono, że:

- 1) Większość zastosowanych wskaźników chorostruktury terytorialnej okazała się niewrażliwa na modyfikację klasyfikacji Eidena i in. (2000), polegającą na wydzieleniu dodatkowych kategorii pokrycia terenu istotnych z punktu widzenia migracji zwierząt. Wyjątkiem jest wskaźnik SHDI (różnorodności Shannona), który w przypadku reklasyfikacji autorskiej przyjmował poza siecią korytarzy wartości wyższe w stosunku do reklasyfikacji Eidena i in. (2000). Podobieństwo uzyskanych wyników wskazuje jednak, iż wydzielenie dodatkowych kategorii, choć logicznie uzasadnione, nie jest konieczne.
- 2) Podobny rozkład klas wartości wskaźników PD i ED w obrębie sieci korytarzy ekologicznych i poza nią skłania do rezygnacji w przyszłości z jednego z tych wskaźników.
- 3) Eiden i in. (2000) na podstawie wykonanych analiz stwierdzili, że metryki obliczone w obrębie jednostek krajobrazowych ukazują różnice lepiej niż te odnoszące się do jednostek administracyjnych. Autorka niniejszej rozprawy uważa jednak, iż nie jest to oczywiste. Głównym czynnikiem wpływającym na wartości wskaźników struktury (metryk krajobrazowych) jest pokrycie terenu, w znacznym stopniu determinowane czynnikami społeczno-ekonomicznymi. Dobrze ilustrują ten fakt różnice wartości wskaźników gęstości płatów (PD) i rozczłonkowania (ED) między województwami północno-zachodnimi a południowo-wschodnimi. Różnice te są w dużej mierze spowodowane czynnikami historyczno-ekonomicznymi, nie zaś przyrodniczymi. Najbardziej jednolitymi jednostkami byłyby prawdopodobnie regiony historyczne, charakteryzujące się w miarę określoną strukturą własnościową i specyfiką

użytkowania. Twierdzenie takie wymaga jednak wykonania odpowiednich analiz. Jednostka administracyjna jako pole odniesienia ułatwia stosowanie metryk krajobrazowych do zarządzania krajobrazem przez jednostki samorządu terytorialnego. Istotnym czynnikiem zmian pokrycia terenu są także decyzje związane z planowaniem przestrzennym. Dlatego też wydaje się, iż, poza terenami o wysokim udziale krajobrazów mało zmienionych przez człowieka (naturalnych), zastosowanie jednostek administracyjnych jako pól odniesienia może dawać podobne rezultaty, jak wykorzystanie jednostek krajobrazowych o zbliżonej powierzchni.

- 4) W toku analizy chorostruktury pionowej stwierdzono, że pracochłonność wykonanych obliczeń jest nieadekwatnie duża w stosunku do możliwości interpretacyjnych otrzymanych wyników. Wydaje się, iż analizy chorostruktury pionowej w skali województw nie wnoszą istotnych informacji, a uzyskane wyniki są zgodne z intuicją.
- 5) Analiza udziałów terenów o różnym stopniu przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej wykazała, iż stosunkowo mało jest obszarów przydatnych i średnio przydatnych (klasa: trzecia i druga). Wydaje się, iż, ze względu na niewielką reprezentację, zasadne byłoby włączenie tych obszarów odpowiednio – do kategorii bardzo przydatnych (klasa czwarta) i słabo przydatnych (klasa pierwsza). Jednak ocena wpływu zastosowania takiego uproszczenia na wyniki oceny wymaga dalszych analiz.
- 6) Określenie położenia obszarów o różnym stopniu przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej jest możliwe na podstawie analizy wizualnej sieci korytarzy ekologicznych w obrębie województwa. Równocześnie, uzupełnienie oceny wizualnej prostymi wskaźnikami ilościowymi (wskaźnik spójności, wskaźnik zagęszczenia dróg, udziały granic województw w obrębie sieci) pozwala na stwierdzenie różnic w funkcjonowaniu (etostrukturze) korytarzy jako szlaków migracji fauny. Uzyskanie informacji istotnych z punktu widzenia prawidłowego gospodarowania tymi terenami wymaga więc niewielkich nakładów czasu i środków.

Odnosnie do metody oceny stabilności korytarzy ekologicznych opracowanej przez autorkę stwierdzono, że:

- 1) opracowana metoda oceny stabilności terenu (wykorzystująca bazy danych CORINE Land Cover Change) może znaleźć zastosowanie w skalach bardziej szczegółowych i przy wykorzystaniu znacznie dokładniejszych danych. Po modyfikacji określonych parametrów może być także stosowana dla innych grup organizmów (mających odmienne wymagania siedliskowe).
- 2) Wskaźnik oceny zmian ma charakter szacunkowy i pokazuje jedynie określone trendy na danym obszarze. Liczbowe miary stabilności (takie jak stosowana w niniejszej pracy) powinny być traktowane w sposób względny.

Z analiz przeprowadzonych w trakcie realizacji niniejszej pracy wynikły ponadto wnioski praktyczne. Pierwsza ich grupa odnosi się do zagadnień planistycznych:

- 1) Zadaniami, które wydają się istotne z punktu widzenia zarządzania siecią korytarzy ekologicznych oraz planowania działań ochronnych i przywracania łączności ekologicznej na poziomie wojewódzkim są:
 - Identyfikacja układu przestrzennego sieci, w tym określenie następujących cech: (1) obecności/braku obszarów o charakterze płatów, (2) powiązań z sąsiednimi jednostkami administracyjnymi, (3) szerokości i długości korytarzy, (4) równomierności rozmieszczenia sieci w obrębie jednostki administracyjnej.
 - Identyfikacja układu obszarów należących do różnych klas przydatności do pełnienia funkcji migracyjnej w obrębie sieci korytarzy.
- 2) Przeprowadzone analizy wskazują na potrzebę podjęcia działań ochronnych różnego typu:
 - W województwie lubuskim, charakteryzującym się szczególnie sprzyjającą migracji strukturą korytarzy ekologicznych, ochrona prawna korytarzy ekologicznych na poziomie wojewódzkim jest zdecydowanie niewystarczająca (Bernatek, 2001). Choć w obu analizowanych okresach (1990–2000 i 2000–2006) na obszarze korytarzy przeważają

(w niewielkim stopniu) procesy związane ze wzrostem naturalności, szczególnie ważne wydaje się zwrócenie uwagi na konieczność zachowania wysokiej jakości sieci tego regionu.

- W województwach o niekorzystnej chorostrukturze korytarzy (szczególnie w lubelskim, mazowieckim, łódzkim) zalecane jest podjęcie działań mających na celu jej poprawę. W przypadku tych województw wskazane są zmiany użytkowania terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych, a następnie, po osiągnięciu tego celu – utrzymanie stanu stabilności.
 - Analiza wartości wskaźników chorostruktury wskazują na duże znaczenie gospodarki leśnej dla jakości korytarzy ekologicznych. Istotne zatem wydaje się zarządzanie ich strukturą przez Nadleśnictwa (poprzez plany zalesień) oraz na poziomie krajowym przez odpowiednie zapisy w Krajowym Programie Zwiększania Lesistości.
- 3) Opracowana metoda oceny stabilności środowiska wydaje się być obiecująca w szerokim zakresie zastosowań w zarządzaniu środowiskiem, na przykład jako narzędzia do monitoringu obszarów Natura 2000.

Druga grupa wniosków praktycznych odnosi się do zastosowanych narzędzi:

- 1) Użyte oprogramowanie GIS typu open source (program Quantum GIS), wspomagane obliczeniami w arkuszu kalkulacyjnym Microsoft Office Excel, było wystarczające do przeprowadzenia opisanych analiz. Program Quantum GIS okazał się zatem dobrą alternatywą dla drogich programów komercyjnych, takich jak ArcGIS.
- 2) Charakter przeprowadzonych badań oraz użyte materiały źródłowe (w szczególności bazy danych CORINE Land Cover i Land Cover Change) pozwoliły uniknąć najbardziej pracochłonnej części pracy, jaką jest zazwyczaj przygotowanie materiałów wyjściowych w formie baz danych GIS, zwłaszcza digitalizacja.
- 3) Mimo posiadania wyjściowych materiałów w wersji cyfrowej, najbardziej czasochłonną częścią pracy, w której wykorzystywano narzędzia GIS, okazało się przygotowanie baz danych do właściwych analiz.

Cytowana literatura

1. Armand D.L. (1980) Nauka o krajobrazie. Podstawy teorii i metody logiczno-matematyczne. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
2. Augustowski K. (2009) Charakterystyka korytarzy i ich rola w środowisku geograficznym okolic Gładyszowa w Beskidzie Niskim. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 23: 203–208.
3. Baker W.L., Walford G. M. (1995) Multiple Stable States and Models of Riparian Vegetation Succession on the Animas River, Colorado. *Annals of the Association of American Geographers* 85 (2): 320-338.
4. Baksik A., Parusel J.B., Skowrońska K., Wower A. (2008) Korytarze ekologiczne w województwie śląskim – koncepcja do planu zagospodarowania przestrzennego województwa. Prezentacja z międzynarodowej konferencji „Wdrażanie koncepcji korytarzy ekologicznych w Polsce”, 20–22 XI 2008 r. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża.
5. Balon J. (2004) Badania stabilności środowiska jako podstawa planowania ekologiczno-krajobrazowego w górach. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 13: 245-251.
6. Balon J. (2007) Stabilność środowiska przyrodniczego Karpat Zachodnich powyżej górnej granicy lasu. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
7. Bartkowski T. (1977) Metody badań geografii fizycznej. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa–Poznań.
8. Bastian O., Krönert R., Lipský Z. (2006) Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21: 359–374.
9. Baudry, J., Merriam, G. (1988) Connectivity and connectedness: functional vs structural patterns in landscapes. [w:] Schreiber K.F. (red.) *Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2nd Seminar of the International Association for Landscape Ecology*. Münstersche Geographische Arbeiten 29: 23-28.
10. Bennett A.F. (2003) Linkages in the Landscape: the Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. s.254.
11. Bernatek A. (2011) Ocena wdrażania koncepcji korytarzy ekologicznych do planów zagospodarowania przestrzennego województw. WWF Polska, Kraków [online]. Dostępne w Internecie: http://awsassets.wwfpl.panda.org/downloads/ocena_wdrazania.pdf (pobrano: 15.02.2012).
12. Bielecka E. (2007) Możliwości wykorzystania bazy danych o pokryciu terenu Corine Land Cover do kartowania i analizowania krajobrazu [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) *Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej*. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 505-518.
13. Borowska S. (2010) Raport „Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce”. Raport przygotowany w ramach projektu „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce” realizowanego przez WWF Polska przy

- dofinansowaniu z środków Norweskiego Mechanizmu Finansowego i Mechanizmu Finansowego EOG, Warszawa [online]. Dostępne w Internecie: <http://zwolnij.wwf.pl/dokumenty/raport.pdf> (pobrano 25.05.2012).
14. Bryl M. (2009) Korytarze ekologiczne w strukturze województwa wielkopolskiego i Poznańskiego Obszaru Metropolitalnego [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s. 97-102 [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano 20.02.2011).
 15. Burel F., Baudry J. (2003) Landscape Ecology: Concepts, Methods, and Applications. Science Publishers, Enfield, NH, USA.
 16. Cieszewska A. (2004) Model płatów i korytarzy – dyskusja pojęć [w:] Cieszewska (red.) Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, Problemy Ekologii Krajobrazu 14: 13-18.
 17. Chmielewski T. (2007) Struktura i funkcjonowanie krajobrazowych systemów ekologicznych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 419-437.
 18. CORINE Land Cover (1990, 2000, 2006). Portal internetowy [online]. Inspekcja Ochrony Środowiska. Strona dostępna w Internecie: <http://clc.gios.gov.pl/> (pobrano: 15.05.2010).
 19. Crews-Meyer K.A. (2004) Agricultural landscape change and stability in northeast Thailand: historical patch-level analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 101: 155-169.
 20. De Angelis D.L., Waterhouse J.C. (1987) Equilibrium and nonequilibrium concepts in ecological models. Ecological Monographs 57: 1-21.
 21. De la Peña N.M., Butet A., Delettre Y., Paillat G., Morant P., Le Du L., Burel F. (2003) Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. Landscape Ecology 18: 265–278.
 22. Docelowa sieć krajowego systemu obszarów chronionych (KSOCh) z uwzględnieniem łączących je korytarzy ekologicznych – Raport Końcowy (2002) Sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na zamówienie Ministra Środowiska. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Kraków – Warszawa.
 23. Dyrektywa Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 roku w sprawie ochrony dzikich ptaków.
 24. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.
 25. Eiden G., Kayadjanian M., Vidal C. (2000) Capturing landscape structures: Tools [w:] From land cover to landscape diversity in the European Union. DG AGRI, EUROSTAT, Joint Research Centre (Ispra), European Environmental Agency [online]. Dostępne w Internecie: <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/index.htm> (pobrano: 23.05.2008).
 26. Europejska Konwencja Krajobrazowa, sporządzona we Florencji dnia 20 października 2000 r. (Dz.U. 2006 nr 14 poz. 98)

27. Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000. Strona internetowa (2004-2005), Ministerstwo Środowiska [online]. Dostępne w Internecie: <http://natura2000.gdos.gov.pl> (pobrano 15.07.2010).
28. Feranec J., Stoimenov A., O'ahel' J., Vaseva R., Kopecka M., Betak J., Husar K. (2006) Changes of the rural landscape in Slovakia and Bulgaria in 1990-2000 identified by application of the CORINE Land Cover data (case studies – Trnava and Plovdiv regions). Proceedings of the 2nd Workshop of the EARSeL SIG on Land Use and Land Cover, 28-30 September 2006, Center for Remote Sensing of Land Surfaces, Bonn. Dostępne w Internecie: www.zfl.uni-bonn.de/earsel/papers/441-454_feranec.pdf (pobrano: 15.05.2011)
29. Fleury A.M., Brown R.D. (1997) A framework for the design of wildlife conservation corridors with specific application to southwestern Ontario. *Landscape and Urban Planning* 37: 163-186.
30. Forman R.T.T (1981) Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology. *Proc. Int. Congr. Neth. Soc. Landscape Ecol.*, Veldhoven, Pudoc, Wageningen., s. 35-48.
31. Forman R.T.T (1983) Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekologia CSSR* 2 (4): 375-387.
32. Forman R.T.T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, MA.
33. Forman R.T.T., Gordon M. (1986) *Landscape ecology*. J. Wiley and Sons, New York.
34. Gerlée A. (2008a) Korytarz ekologiczny – percepcja społeczna pojęcia. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 20: 373-377.
35. Gerlée A., (2008b) Stability of natural systems – theory and practice. *Miscellanea Geographica* 13: 11-19.
36. Gerlée A., (2008c) Ochrona korytarzy ekologicznych przy inwestycjach drogowych – teoria i praktyka [w:] *Młodzi naukowcy wobec wyzwań współczesnej techniki*, wydawnictwo konferencyjne, III Konferencja naukowo-techniczna doktorantów i młodych naukowców, 22-24 września 2008. Politechnika Warszawska, Warszawa, s.189 – 195.
37. Gerlée A. (2008d) Droga ucieczki, czyli co korytarze ekologiczne mają wspólnego z efektem cieplarnianym. *Dzikie Życie* 5: 25-27.
38. Gerlée A. (2008e) Fauna w raportach oddziaływania na środowisko inwestycji drogowych. Praca magisterska. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
39. Gerlée A. (2010a) Landscape representativeness within the network of ecological corridors linking Natura 2000 areas in Poland. *Miscellanea Geographica* 14: 13-19.
40. Gerlée A. (2010b) Ochrona korytarzy ekologicznych w strategiach rozwoju i planach zagospodarowania przestrzennego województw [w:] *Geograficzne spotkania w drodze – krok trzeci – Warszawa*, Materiały III Konferencji Geografów-Doktorantów, 10-11 października 2008 r. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, s. 49-61.
41. Gerlée A., Kaim K. (2010) Funkcja rekreacyjna korytarzy ekologicznych. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 27: 427-430.
42. Gerlée A. (2011a) Ecological corridors stability on example of Poland. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 30: 371-376.
43. Gerlée A. (2011b) Stabilność korytarzy ekologicznych, *Prace i Studia Geograficzne* 46:177-191.

44. Geoportal Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (2011) Granice obszarów chronionych [online]. Dostępne w Internecie: <http://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/> (pobrano 15.11.2011).
45. Grabowski T. (1987) Analiza zależności pomiędzy elementami środowiska przyrodniczego na przykładzie okolic Konstancina-Jeziorny. Praca magisterska napisana w Zakładzie Kompleksowej Geografii Fizycznej pod kierunkiem prof. dr hab. Andrzeja Richlinga. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
46. Grimm V., Wissel Ch. (1997) Babel, or the ecological stability discussion: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* 109: 323-334.
47. Harasimiuk A. (2007) Struktura a funkcja – wzajemne relacje w badaniach geoeekosystemów. [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 337-343.
48. Hess G.R., Fisher R.A. (2001) Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55: 195-208.
49. Hilty J.A., Lidicker Jr. W.Z., Merenlender A.M (2006) Corridor Ecology. The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Part II Key connectivity consideration. Washington, Covelo, London, s. 87-175.
50. Hawkins V., Selman P. (2002) Landscape scale planning: exploring alternative land use scenarios. *Landscape and Urban Planning* 60: 211–224.
51. Hrnčiarová T., Ružička M. (1997) Classification of the ecological stability of the territory. *Ekológia (Bratislava)*: 16 (1): 81-98.
52. Jaeger J.A.G. (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
53. Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K. (2004) Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
54. Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R.W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J.M., Zalewska H., Pilot M. (2005) Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
55. Jurgiel B. (2006) Optymalizacja struktur krajobrazu okolic Młódzaw. Praca magisterska. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
56. Keitt, T.H., Urban D.L., Milne B.T. (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1(1): 4 [online] Dostępne w Internecie: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/> (pobrano 20.03.2011).
57. Kiczyńska A., Weigle A. (2003) Jak zapewnić spójność sieci Natura 2000, czyli o korytarzach ekologicznych. [w:] Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. (red.) Ekologiczna sieć NATURA 2000: Problem czy szansa. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
58. Kistowski M. (2001) Wybrane problemy metodologiczne i terminologiczne opracowań ekofizjograficznych. *Problemy Ocen Środowiskowych* 3(14):32-39.

59. Kistowski M. (2005) Przegląd wybranych podejść metodycznych w zakresie wpływu antropopresji na środowisko przyrodnicze. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 17: 60-70.
60. Kistowski M, Pchałek M (2009) Natura 2000 w planowaniu przestrzennym – rola korytarzy ekologicznych. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
61. Kondracki J. (2002) Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
62. Kondracki J., Richling A. (1994) Regiony Fizycznogeograficzne 1: 1500000 [w:] Atlas Rzeczypospolitej Polskiej, Główny Geodeta Kraju, Warszawa.
63. Koppel van de J., Herman P.M.J., Thoolen P., Heip C.H.R. (2001) Do Alternate Stable States Occur in Natural Ecosystems? Evidence from a Tidal Flat. *Ecology* 82(12): 3449-3461.
64. Kot R., Leśniak K. (2006) Ocena georóżnorodności za pomocą miar krajobrazowych – podstawowe trudności metodyczne. *Przegląd Geograficzny* 78 (1): 25–45.
65. Kozieł M. (2008) Zastosowanie modelu geokompleksu do oceny zmian struktury krajobrazu w dolinie Wieprza. [w:] *Struktura i funkcjonowanie systemów krajobrazowych: meta-analizy, modele, teorie i ich zastosowania. Problemy Ekologii Krajobrazu* 21: 273-286.
66. Krebs C. J. (2001) Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
67. Lausch A., Herzog F. (2002) Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2: 3–15.
68. Lechnio (2007) Zastosowanie modelowania geoekologicznego w ocenie systemów krajobrazowych [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) *Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej*. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 345-352.
69. Lechnio J., Richling A. (2005) Model funkcjonowania krajobrazu – ocena dynamiki z zastosowaniem analizy potencjału [w:] Richling A., Lechnio J. (red.) *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych*. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
70. Leitão A.B., Ahern J. (2002) Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59: 65-93.
71. Lidicker W.Z. Jr. (1999) Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14: 333–343.
72. Liro A. (red.) (1995) *Koncepcja krajowej sieci ECONET-Polska*. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
73. Liro A. (red.) (1998) *Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-Polska*. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
74. Lewandowski W. (1992) Mapy krajobrazowe, ich klasyfikacja i zastosowanie w analizie użytkowania ziemi. *Prace i Studia Geograficzne* 14: 15-38.
75. Malinowska E., Lewandowski W., Harasimiuk A. (red.) (2004) *Geoekologia i ochrona krajobrazu – Leksykon*. Wydawnictwo Przemysłowe WEMA, Warszawa.
76. Mander Ü., Müller F., Wrבka T. (2005) Functional and structural landscape indicators: Upscaling and downscaling problems. *Ecological Indicators* 5: 267-272.

77. McGarigal, K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E. (2002) FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (pobrano: 15.12.2010).
78. McGarigal K., Marks B. (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Dostępne w Internecie: <http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf> (pobrano: 15.12.2010).
79. Michalczyk W. (2009) Sieć korytarzy ekologicznych województwa lubelskiego [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s.108-112 [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano 20.02.2011).
80. Miłoś-Cielma M., Ławreszuk D., Jędrzejewski W. (2009) Korytarze ekologiczne w planach zagospodarowania przestrzennego województw – przegląd koncepcji, metod i stanu zaawansowania prac [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s.126-134 [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano 20.02.2011).
81. Olsson E.G.A., Austrheim G., Grenne S.N. (2000) Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960–1993. *Landscape Ecology* 15: 155–170.
82. O'Neill R.V. (2001) Is It Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military Honors, of Course!). *Ecology* 82(12): 3275-3284.
83. Ostaszewska K. (2002) Geografia krajobrazu. Wybrane zagadnienia metodologiczne. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
84. Otáhel J., Feranec J., Kopecká M., Beňák J., Husár K. (2007) Landscape development (long-term changes) assessment: case study of the Tatras region [w:] Man in the landscape across frontiers. IGU-LUCC Central Europe conference 2007 – Proceedings, s. 134-145 [online]. Dostępne w Internecie: http://web.natur.cuni.cz/geografie/vzgr/monografie/man_in_the_landscape/130_tahel.pdf (pobrano 15.05.2010).
85. Otáhel J., Feranec J., Beták J., Husar K., Kopecka M. (2008) Landscape changes: analysis and classification [w:] Lechnio J., Kulczyk S., Malinowska E., Szumacher I. (red.) Klasyfikacja krajobrazu. Teoria i praktyka. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 20: 45-56.
86. Parusel J.B., Skowrońska K., Wower A. (2009) Korytarze ekologiczne w województwie śląskim – koncepcja do planu zagospodarowania przestrzennego województwa [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s.113-120 [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano 20.02.2011).
87. Perzanowska J., Makomaska-Juchiewicz M., Cierlik, G., Król W., Tworek, S., Kotońska, B., Okarma, H. (2005) Korytarze ekologiczne w Małopolsce.

- Instytut Nauk o Środowisku UJ, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, s.68 [online]. Dostępne w Internecie: www.iop.krakow.pl/images/Files/040002.pdf (pobrano 15.11.2010).
88. Pępek B. (2009) Koncepcja struktury ekologicznej w projekcie zmiany planu zagospodarowania przestrzennego województwa pomorskiego [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s. 89-93[online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano 20.02.2011).
89. Pietrzak M. (1989) Problemy i metody badania struktury geokompleksu. Seria Geografia nr 45, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
90. Pietrzak M. (1998) Syntezy krajobrazowe, założenia, problemy, zastosowania. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
91. Pietrzak M. (2007) Istota, teoria i znaczenie praktyczne pojęcia „struktura krajobrazu” [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 311-325.
92. Pietrzak M. (2008) Syntezy krajobrazowe a holistyczne ujęcia krajobrazu. Problemy Ekologii Krajobrazu 21: 19-24.
93. Pietrzak M. (2009) Aktualne i nieaktualne problemy ekologii krajobrazu. Problemy Ekologii Krajobrazu 23:11–18.
94. Pietrzak M. (2010) Podstawy i zastosowania ekologii krajobrazu. Teoria i metodologia. Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa. J.A. Komeńskiego, Leszno.
95. Plit F. (2007) Uwagi o nazewnictwie krajobrazów [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 157-165.
96. Przewoźniak M. (1987) Podstawy kompleksowej geografii fizycznej. Uniwersytet Gdański, Gdańsk.
97. Przewoźniak M. (1991) Krajobrazowy system interakcyjny strefy nadmorskiej w Polsce, Rozprawy i Monografie 172, Uniwersytet Gdański, Gdańsk.
98. Quantum GIS Development Team (2008-2011) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
99. Richling A. (1976) Analiza struktury środowiska geograficznego i nowa metoda regionalizacji fizycznogeograficznej. Rozprawy UW 104.
100. Richling A. (1982) Metody badań kompleksowej geografii fizycznej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
101. Richling A. (1992) Kompleksowa geografia fizyczna. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
102. Richling A. (2006) Założenia typologii krajobrazu naturalnego Polski [w:] Richling A., Ostaszewska K. (red. nauk.) Geografia fizyczna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
103. Richling A. (red.) (2007) Geograficzne badania środowiska przyrodniczego. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

104. Richling A., Ostaszewska K. (1983) Z metodyki wyróżniania geokompleksów częściowych. *Przegląd Geograficzny* 55 (1): 157-167.
105. Richling A., Dąbrowski A. (1995) Typy krajobrazów naturalnych. Atlas Rzeczypospolitej Polskiej. Główny Geodeta Kraju. PPWK. Warszawa.
106. Richling A., Solon J. (2002) Ekologia krajobrazu. Wydanie czwarte. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
107. Richling A., J. Solon (2011) Ekologia krajobrazu. Wydanie piąte. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
108. Ricotta C., Avena G. C., Olsen E.R., Ramsey R.D., Winn D.S. (1998) Monitoring the landscape stability of Mediterranean vegetation in relation to fire with a fractal algorithm. *Int. J. Remote Sensing* 19 (5): 871-881.
109. Ružička M., Jurko A., Kozova M., Žigrai F., Svetlosanov V. (1983) Evaluation methods of Landscape Stability on agricultural territories in Slovakia. *Ekológia (CSSR)* 2(3): 225-253.
110. SDF Natura 2000. Standardowy Formularz Danych dla Obszaru PLB320005 „Jezioro Miedwie i Okolice” sporządzony w październiku 2002 r., zaktualizowany we wrześniu 2008r [online]. Dostępne w Internecie: <http://natura2000.gdos.gov.pl/natura2000/dane/pdf/pl/PLB320005.pdf> (pobrano 15.07.2011).
111. SDF Natura 2000. Standardowy Formularz Danych dla Obszaru PLH320005 „Dolina Płoni i Jezioro Miedwie” sporządzony w styczniu 2003 r., zaktualizowany w lutym 2008r [online]. Dostępne w Internecie: <http://natura2000.gdos.gov.pl/natura2000/dane/pdf/pl/PLH320006.pdf> (pobrano 15.07.2011).
112. Solon J. (2002) Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności. *Prace Geograficzne* 185, IGiPZ PAN, Warszawa.
113. Solon J. (2004) Zastosowanie koncepcji potencjałów krajobrazowych dla oceny stopnia spójności krajobrazu [w:] Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 14: 29-41.
114. Solon J. (2007) Współczesne koncepcje ekologiczno-krajobrazowe i ich przenikanie do innych nauk o środowisku przyrodniczym [w:] Ostaszewska K., Szumacher I., Kulczyk S., Malinowska E. (kom. red.) Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju: profesorowi Andrzejowi Richlingowi w 70. rocznicę urodzin i 45-lecie pracy naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW, Warszawa, s. 57-74.
115. Solon J. (2008) Przegląd wybranych podejść do typologii krajobrazu. [w:] Lechnio J., Kulczyk S., Malinowska E., Szumacher I. (red.) Klasyfikacja krajobrazu. Teoria i praktyka. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 20: 25-33.
116. Solon J. (2009) Korytarze ekologiczne – podobieństwa i różnice w skali wewnątrzkrajobrazowej i ponadregionalnej, [w:] Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.) Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, publikacja pokonferencyjna. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża, s.137-144 [online]. Dostępne w Internecie: <http://www.ibs.bialowieza.pl/artukul/343.html> (pobrano: 10.01.2011).
117. Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-Polska (1998) Liro A (red.) Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
118. Szymczak M. (red.) (1981) Słownik Języka Polskiego, Państwowe Wydawnictwa Naukowe, Warszawa.

119. Thomas D.S.G, Goudie A. (red.) (2000) The Dictionary of Physical Geography. Blackwell Publishers, Oxford.
120. Tokarski J. (red.) (1971) Słownik wyrazów obcych. Państwowe Wydawnictwa Naukowe, Warszawa.
121. Topercer J., Jr. (1995) Ecological comments on territorial systems of ecological stability. *Ekologia (Bratislava)* 14 (3): 303-315.
122. Usher M.B. (2001) Landscape sensitivity: from theory to practice. *Catena* 42: 375–383.
123. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2009r. Nr 151, poz.1220 z późn. zm.).
124. Válková Z. (2007) Qualitative and quantitative evaluation of land use changes in agricultural landscape (case study Východná) [w:] *Man in the landscape across frontiers. IGU-LUCC Central Europe conference 2007 – Proceedings*. s. 134-145 [online] Dostępne w Internecie: http://web.natur.cuni.cz/geografie/vzgr/monografie/man_in_the_landscape/19valkovcova.pdf (pobrano 15.05.2010).
125. Wolter P.T., White M.A. (2002) Recent forest cover type transitions and landscape structural changes in northeast Minnesota, USA. *Landscape Ecology* 17: 133–155.
126. Żarska B. (2005) Ochrona krajobrazu. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Spis rycin

Ryc. 1. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce.....	7
Ryc. 2. Zakresy badań krajobrazowych według Neefa	9
Ryc. 3. Województwa na tle regionów fizycznogeograficznych w randze podprowincji	9
Ryc. 4. Schemat postępowania badawczego w niniejszej pracy.....	10
Ryc. 5. Typy korytarzy ekologicznych.....	18
Ryc. 6. Różnica w znaczeniu pojęcia łączności ekologicznej (<i>connectivity</i>) oraz powiązania ekologicznego (<i>connectedness</i>)	21
Ryc. 7. Typy punktów równowagi	27
Ryc. 8. Sieci korytarzy ekologicznych gmin województwa lubelskiego oraz ich ocena	32
Ryc. 9. Korytarze ekologiczne województwa śląskiego wyznaczone dla poszczególnych grup zwierząt (ichtiologiczne, herpetologiczne, ornitologiczne, teriologiczne) oraz korytarze spójności obszarów chronionych i korytarze wielofunkcyjne.....	33
Ryc. 10. Korytarze ekologiczne według rysunków zamieszczonych w planach zagospodarowania przestrzennego województw	34
Ryc. 11. Sieć korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000 na tle sieci ECONET-PL.....	36
Ryc. 12. Sieć korytarzy ekologicznych (Jędrzejewski i in. 2005) na tle obszarów Natura 2000	38
Ryc. 13. Sieć korytarzy ekologicznych (Jędrzejewski i in. 2005) na tle krajowej sieci obszarów chronionych.....	39
Ryc. 14. Udziały powierzchni sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach.....	40
Ryc. 15. Udziały powierzchni poszczególnych klas krajobrazów	40
Ryc. 16. Udział powierzchni poszczególnych klas krajobrazów Polski, włączonych do analizowanej sieci korytarzy ekologicznych	40
Ryc. 17. Udział powierzchni poszczególnych rodzajów krajobrazów Polski, włączonych do analizowanej sieci korytarzy ekologicznych.....	41
Ryc. 18. Przykładowy układ płatów w krajobrazie o takiej samej wartości wskaźnika NC.....	47
Ryc. 19. Przykładowy rozkład płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika PD	47
Ryc. 20. Przykładowy kształt płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika ED	48
Ryc. 21. Przykładowe wielkości płatów w krajobrazie dla różnych wartości wskaźnika SHDI.....	48
Ryc. 22. Wartości wskaźnika SHDI przy różnej liczbie klas o równym rozkładzie powierzchni.....	49
Ryc. 23. Wartości wskaźnika IJI przy różnym układzie płatów o tej samej powierzchni	49
Ryc. 24. Wartości wskaźnika NC (liczba klas pokrycia terenu) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekasyfikacji bazy danych CORINE	52
Ryc. 25. Wartości wskaźnika PD (gęstości płatów) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekasyfikacji bazy danych CORINE.....	53
Ryc. 26. Wartości wskaźnika ED (rozcłonkowania) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekasyfikacji bazy danych CORINE.....	54

Ryc. 27. Wykresy wartości wskaźnika SHDI (Shannona) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekasyfikacji bazy danych CORINE.....	55
Ryc. 28. Wykresy wartości wskaźnika IJI (sąsiedztwa) dla poszczególnych województw przy zastosowaniu dwóch rekasyfikacji bazy danych CORINE	56
Ryc. 29. Przestrzenne zróżnicowanie wartości wskaźników dla rekasyfikacji autorskiej w poszczególnych województwach, na obszarze sieci korytarzy ekologicznych oraz poza nią.....	57
Ryc. 30. Średnie z zestandaryzowanych wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej dla korytarzy w poszczególnych województwach. Dane dla klasyfikacji autorskiej.....	59
Ryc. 31. Średnie z zestandaryzowanych wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej dla korytarzy w poszczególnych województwach. Dane dla klasyfikacji Eidena i in. (2000).....	60
Ryc. 32. Udziały dwóch dominujących typów pokrycia terenu w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach.....	65
Ryc. 33. Udziały poszczególnych rodzajów lub gatunków krajobrazu naturalnego w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach.....	66
Ryc. 34. Wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) dla obszaru sieci korytarzy ekologicznych w Polsce.....	67
Ryc. 35. Wartości wskaźnika mocy powiązań (W_{xy}) dla obszaru poza siecią korytarzy ekologicznych w Polsce.....	67
Ryc. 36. Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności obliczone dla krajobrazów – w obrębie całej sieci korytarzy ekologicznych, poza siecią korytarzy oraz dla całej Polski	71
Ryc. 37. Miara przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla sieci korytarzy ekologicznych w Polsce.....	72
Ryc. 38. Miara przestrzennego skupienia związku (W_{ij}) dla obszaru poza siecią korytarzy ekologicznych w Polsce.....	72
Ryc. 39. Wartości ogólnego wskaźnika skupienia związku w obrębie sieci korytarzy ekologicznych i poza nią oraz różnica między tymi wartościami dla poszczególnych województw	73
Ryc. 40. Typy przekształceń pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w latach 1990–2000, w poszczególnych województwach	80
Ryc. 41. Typy przekształceń pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w latach 2000–2006, w poszczególnych województwach	80
Ryc. 42. Typy przekształceń pokrycia terenu poza siecią korytarzy ekologicznych w latach 1990–2000, w poszczególnych województwach	81
Ryc. 43. Typy przekształceń pokrycia terenu poza siecią korytarzy ekologicznych w latach 2000–2006, w poszczególnych województwach.....	82
Ryc. 44. Liczba rodzajów zmian jakie zaszły na obszarze sieci korytarzy ekologicznych oraz poza nią w dwóch analizowanych okresach, w poszczególnych województwach ..	83
Ryc. 45. Przykładowe wartości wskaźnika stopnia spójności (degree of coherence).....	90
Ryc. 46. Sieć korytarzy ekologicznych województwa zachodniopomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków	92
Ryc. 47. Sieć korytarzy ekologicznych województwa pomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.	93
Ryc. 48. Sieć korytarzy ekologicznych województwa lubuskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków	94
Ryc. 49. Sieć korytarzy ekologicznych województwa wielkopolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.	95

Ryc. 50. Sieć korytarzy ekologicznych województwa kujawsko-pomorskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków	96
Ryc. 51. Sieć korytarzy ekologicznych województwa warmińsko-mazurskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków	97
Ryc. 52. Sieć korytarzy ekologicznych województwa podlaskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	98
Ryc. 53. Sieć korytarzy ekologicznych województwa łódzkiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	99
Ryc. 54. Sieć korytarzy ekologicznych województwa mazowieckiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	100
Ryc. 55. Sieć korytarzy ekologicznych województwa opolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	101
Ryc. 56. Sieć korytarzy ekologicznych województwa lubelskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	102
Ryc. 57. Sieć korytarzy ekologicznych województwa świętokrzyskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	103
Ryc. 58. Sieć korytarzy ekologicznych województwa śląskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków	104
Ryc. 59. Sieć korytarzy ekologicznych województwa dolnośląskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	105
Ryc. 60. Sieć korytarzy ekologicznych województwa małopolskiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	106
Ryc. 61. Sieć korytarzy ekologicznych województwa podkarpackiego z wyróżnionymi klasami przydatności pokrycia terenu dla migracji dużych ssaków.....	107
Ryc. 62. Udziały klas pokrycia terenu w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach	108
Ryc. 63. Udziały klas pokrycia terenu w obrębie bufora (szerokości 2km) wokół sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach	108
Ryc. 64. Wartości wskaźnika spójności (degree of coherence – C) dla poszczególnych odcinków sieci korytarzy ekologicznych, oraz jego średnie wartości dla poszczególnych województw	109
Ryc. 65. Procentowe udziały długości granic z sąsiednimi województwami w obrębie sieci korytarzy ekologicznych.....	111
Ryc. 66. Średnie zagęszczenia dróg krajowych (w tym autostrad) w poszczególnych województwach oraz w obrębie sieci korytarzy ekologicznych w tych województwach	112
Ryc. 67. Schematy skrajnych wartości cech charakterystycznych układu sieci w obrębie jednostek administracyjnych (województw) wraz z przykładami województw o najbardziej zbliżonym układzie przestrzennym	113
Ryc. 68. Podział miar stabilności wg Richlinga i Solona (2002), zmieniony i uzupełniony przez Balona (2007)	117
Ryc. 69. Udziały obszarów nie podlegających żadnym zmianom w korytarzach ekologicznych poszczególnych województw, w dwóch analizowanych okresach.....	124
Ryc. 70. Udział zmian neutralnych oraz znaczących (pozytywnych i negatywnych) w powierzchni korytarzy ekologicznych województw, w okresie 1990-2000	125
Ryc. 71. Udział zmian neutralnych oraz znaczących (pozytywnych i negatywnych) w powierzchni korytarzy ekologicznych województw, w okresie 2000-2006.....	125
Ryc. 72. Powierzchnia poszczególnych rodzajów zmian neutralnych, jakie zaszły w korytarzach ekologicznych w Polsce w latach 1990-2000	126

Ryc. 73. Powierzchnia poszczególnych rodzajów zmian neutralnych, jakie zaszły w korytarzach ekologicznych w Polsce w latach 2000-2006	126
Ryc. 74. Wartości wskaźnika salda zmian dla poszczególnych województwach	127
Ryc. 75. Powierzchniowe udziały zmian negatywnych, neutralnych i pozytywnych dla poszczególnych województw oraz całej Polski	128
Ryc. 76. Wartości wskaźnika równomierności zmian dla wszystkich zmian, sumy zmian pozytywnych i negatywnych oraz dla zmian neutralnych.....	130

Spis tabel

Tab. 1. Terminy nawiązujące do koncepcji płatów i korytarzy	16
Tab. 2. Właściwości ekosystemów związane z pojęciem stabilności oraz ich synonimy i pojęcia o zbliżonej definicji.....	28
Tab. 3. Występowania poszczególnych rodzajów krajobrazu w sieci korytarzy ekologicznych oraz w Polsce	42
Tab. 4. Rekasyfikacje bazy danych CORINE Land Cover wg. Eiden'a i in. (2000) oraz rekasyfikacja autorska.	50
Tab. 5. Wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników oraz średnia wartość po standaryzacji dla poszczególnych województw. Dane dla klasyfikacji autorskiej.....	58
Tab. 6. Wartości wskaźników chorostruktury terytorialnej korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników oraz średnia wartość po standaryzacji dla poszczególnych województw. Dane dla klasyfikacji Eiden'a i in. (2000).....	58
Tab. 7. Cechy charakterystyczne (gleby, wody i roślinność potencjalna) poszczególnych gatunków krajobrazu naturalnego	64
Tab. 8. Wartości wskaźnika wewnętrznej spójności dla różnych typów krajobrazu w poszczególnych wydzieleniach	69
Tab. 9. Typy zmian użytkowania terenu	78
Tab. 10. Kwalifikacja poszczególnych rodzajów zmian pokrycia terenu do dziewięciu typów	78
Tab. 11. Udziały zmian związanych z antropopresją i z naturalizacją w obrębie korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach oraz ocena tendencji tych zmian	84
Tab. 12. Klasy przydatności poszczególnych typów pokrycia terenu (wg. bazy CORINE Land Cover) do pełnienia funkcji korytarza ekologicznego dla dużych ssaków.....	88
Tab. 13. Długości granic województw, długości granic położonych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych (przed i po standaryzacji) oraz udziały długości granic województw położonych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych.....	110
Tab. 14. Wartości wybranych wskaźników etostruktury korytarzy ekologicznych przed i po wykonaniu standaryzacji wyników.	115
Tab. 15. Przykład obliczeń za pomocą wskaźnika oceny salda zmian	122
Tab. 16. Średnia pozycja poszczególnych województw na podstawie udziału obszarów stabilnych w obrębie sieci korytarzy ekologicznych.....	131
Tab. 17. Stabilności sieci korytarzy ekologicznych w poszczególnych województwach na podstawie wskaźnika salda zmian oraz udziałów powierzchni zmian pozytywnych.....	133